

Titre: Intégration des indicateurs environnementaux et économiques dans une approche cycle de vie appliquée au secteur du bâtiment durable
Title:

Auteur: Leyla Lardja
Author:

Date: 2017

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Lardja, L. (2017). Intégration des indicateurs environnementaux et économiques dans une approche cycle de vie appliquée au secteur du bâtiment durable
Citation: [Master's thesis, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie.
<https://publications.polymtl.ca/2774/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie:
PolyPublie URL: <https://publications.polymtl.ca/2774/>

Directeurs de recherche: Manuele Margni, Jean-Pierre Revéret, & Cécile Bulle
Advisors:

Programme: Maîtrise recherche en génie industriel
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

INTÉGRATION DES INDICATEURS ENVIRONNEMENTAUX ET ÉCONOMIQUES DANS
UNE APPROCHE CYCLE DE VIE APPLIQUÉE AU SECTEUR DU BÂTIMENT DURABLE

LEYLA LARDJA

DÉPARTEMENT DE MATHÉMATIQUES ET DE GÉNIE INDUSTRIEL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE INDUSTRIEL)

AOÛT 2017

© Leyla Lardja, 2017.

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

INTÉGRATION DES INDICATEURS ENVIRONNEMENTAUX ET ÉCONOMIQUES DANS
UNE APPROCHE CYCLE DE VIE APPLIQUÉE AU SECTEUR DU BÂTIMENT DURABLE

présenté par : LARDJA Leyla

en vue de l'obtention du diplôme de : Maitrise ès sciences appliquées

été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

Mme BERNARD Sophie, Ph. D., présidente

M. MARGNI Manuele, Doctorat, membre et directeur de recherche

M. REVÉRET Jean-Pierre, Doctorat, membre et codirecteur de recherche

Mme BULLE Cécile, Ph. D., membre et codirectrice de recherche

Mme FRENETTE Caroline, Ph. D., membre

REMERCIEMENTS

Ce projet de maitrise est pour moi bien plus qu'un parcours académique visant l'obtention d'un diplôme. Ce fut pour moi un cheminement personnel et intellectuel, un véritable défi qui m'a sorti de ma zone de confort. J'en sors grandie et enrichie.

Je tiens à remercier mes directeurs de mémoire pour leur écoute, patience et précieux conseils. Je remercie aussi mes amis et collègues du CIRAIG qui ont fait de mon expérience une belle aventure humaine. Je suis aussi très reconnaissante pour le soutien et les encouragements de ma famille et de mon compagnon durant cette période de maitrise et de maternité. Finalement, merci à la vie de m'avoir donné un petit ange dont le sourire a illuminé les moments les plus difficiles.

RÉSUMÉ

Le développement urbain joue depuis quelques années un rôle affirmé dans la transition vers des modes de production et de consommation plus durable, notamment à travers des stratégies visant le secteur du bâtiment. Ce secteur voit l'émergence de l'utilisation d'un nombre important et varié de matériaux verts, de pratiques écologiques et de certifications. Cependant le bâtiment durable représente encore aujourd'hui un marché de niche dans le secteur du bâtiment. En effet la multitude des solutions techniques rend difficile la sélection des meilleures options par les preneurs de décision. Cette situation indique la nécessité de proposer des outils d'aide à décision qui intègrent les impacts environnementaux et économiques permettant d'identifier des solutions optimales sur ces deux aspects. Ce mémoire a donc pour objectif de proposer une approche opérationnelle pour faire une analyse intégrée des coûts et des impacts environnementaux dans le contexte décisionnel des bâtiments durables. Pour y parvenir, une étude de cas de la Société d'habitation du Québec est utilisée pour appliquer ces deux méthodes. Cette étude de cas compare un bâtiment à ossature légère en bois et un bâtiment à structure de bois lamellés croisés (CLT).

Le modèle d'éco-efficience s'est avéré une méthode bien adaptée au contexte opérationnel de prise de décision grâce à ses caractéristiques de facilité et de rapidité d'interprétation. Ce modèle est donc un levier potentiel dans la sélection des options dans un contexte d'éco-conception des bâtiments. L'AcCV sociétale quant à elle s'avère moins utile dans un contexte opérationnel à cause d'un biais de pondération inhérent à la méthode de monétarisation. Cependant, cette méthode est plus pertinente pour évaluer les projets pilotes en vue de la mise en place d'une politique publique.

Ces deux méthodes ont un potentiel de déploiement dans le secteur du bâtiment durable. L'éco-conception utilisant le modèle d'éco-efficience proposé serait particulièrement adapté aux acteurs tels que les firmes d'architectes. L'AcCV sociétale a un potentiel pour soutenir les décisions publiques visant à identifier les mesures les plus pertinentes pour la diffusion des pratiques durables de construction.

ABSTRACT

Urban development plays an important role in the transition towards more sustainable ways of production and consumption with different strategies, among them the green building. This sector saw the emergence of a significant number of green products, practices and certifications. Even though green buildings are still a niche production in the building sector, the multitude of existing green solutions and techniques makes selection of the best option a challenging decision. This highlights the need for decision support tools that integrate environmental and economic issues to help with the selection of optimal solutions.

This study aims at investigating the extent to which the integration methods of eco-efficiency and of societal Life Cycle Cost assessment (LCC) can support decision making in the context of green buildings. In order to achieve this, a case study from la Société d'Habitation du Québec is used for application of these two methods. The case study compares two green buildings; one with a light frame wooden structure and one with a cross laminated timber frame.

The eco-efficiency model proves to be an effective method in support to decision making in an operational context given its simplicity and ease of interpretation. This model therefore offers a potential lever for the selection of sustainable options in the context of green building eco-design. Societal LCC proves less useful in an operational context considering its bias due to the monetarisation's weighing approach. However this method is more relevant in the context of public policy decision making.

Both methods have relevant applications in the building sector for the implementation of sustainable strategies. Ecodesign using eco-efficiency indicators is particularly adapted to stakeholders like architecture firms, while societal LCC indicators have the potential to support public initiatives for the deployment of sustainable construction practices.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	III
RÉSUMÉ.....	IV
ABSTRACT	V
TABLE DES MATIÈRES	VI
LISTE DES TABLEAUX.....	VIII
LISTE DES FIGURES.....	IX
LISTE DES ANNEXES	XI
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE	3
2.1 Les perspectives de la durabilité à l'échelle globale	3
2.2 Perspectives à l'échelle des villes	4
2.3 Les bâtiments durables	6
2.4 Mise en contexte de l'étude de cas.....	8
2.5 Les méthodes d'évaluation.....	10
2.5.1 L'approche cycle de vie	10
2.5.1.1 Analyse environnementale du cycle de vie	11
2.5.1.2 Analyse des coûts du cycle de vie.....	18
2.5.1.3 La monétarisation.....	23
2.5.2 Éco-efficience.....	29
CHAPITRE 3 PROBLÉMATIQUE ET OBJECTIFS.....	38
CHAPITRE 4 LA MÉTHODE.....	40
4.1 La démarche	40
4.2 Description de l'étude de cas	40

4.3	Champ d'études.....	42
4.4	L'AcCV environnementale de deux bâtiments locatifs	45
4.5	Intégration des indicateurs AcCV et AeCV	48
4.5.1	Modélisation des scénarios de mitigation	48
4.5.2	Éco efficience.....	51
4.5.3	AcCV sociétale.....	54
CHAPITRE 5	RÉSULTATS	57
5.1	Résultats de l'AcCV environnementale	57
5.2	Intégration des résultats AcCV et AeCV	64
5.2.1	Comparaison Structure CLT vs ossature légère.....	64
5.2.2	Scénarios de mitigation environnementale	68
5.2.3	Intégration des indicateurs environnement et coût par l'AcCV sociétale	70
5.2.4	Intégration par l'éco-efficience	73
CHAPITRE 6	DISCUSSION	82
CHAPITRE 7	CONCLUSION.....	86
BIBLIOGRAPHIE	87
ANNEXES	95

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Les quatre types d'éco efficience Huppès (2005)	31
Tableau 4.1 Principales sources de données et hypothèses de l'inventaire économique.....	46
Tableau 4.2 Barème pour la matrice pédigrée adapté de Ciroth (2009)	47
Tableau 4.3 Facteurs de conversion Stepwise 2006 de Weidema.....	55
Tableau 5.1 Critères d'analyse de la qualité des données adaptée de Ciroth (2009).....	61
Tableau B.1 Facteurs de consommation énergétique des équipements Energy Star	102
Tableau B.2 Consommation annuelle du bâtiment par m ²	102

LISTE DES FIGURES

Figure 2-1 Principaux résultats des profils environnementaux des deux bâtiments issus de l'étude du CIRAIG	17
Figure 2-2 Illustration des trois types d'AcCV adaptés de Hunkeler (2008)	19
Figure 2-3 Concept de valeur économique totale.....	24
Figure 2-4 Les méthodes d'évaluations par type de valeur	24
Figure 2-5 Cadre conceptuel des indicateurs QALY et DALY	27
Figure 2-6 Portfolio d'éco efficience BASF Kicherer et al. (2007)	34
Figure 2-7 Illustration des trois méthodes de calcul du front de Pareto par Quariguari Frota Neto et al. (2009)	35
Figure 4-1 Plan et modèle 3D des deux bâtiments de l'étude de cas.....	41
Figure 4-2 Frontières du système analysé	44
Figure 4-3 Pourcentage des contributions à la consommation électrique annuelle des équipements en phase d'usage	50
Figure 4-4 Portfolio d'éco efficience	54
Figure 5-1 Comparaison du coût total du cycle de vie des alternatives de structures légères et de la structure en CLT.....	57
Figure 5-2 Différence de coût des étapes du cycle de vie de l'alternative CLT par rapport au scénario de base (structure légère)	58
Figure 5-3 Contribution aux coûts à l'étape d'approvisionnement des deux bâtiments.....	58
Figure 5-4 Contributions aux coûts de l'étape d'utilisation des deux bâtiments	59
Figure 5-5 Contributions aux coûts de remplacement du revêtement pour les deux alternatives..	60
Figure 5-6 Analyse de sensibilité à la durée de vie des bâtiments	63
Figure 5-7 Analyse de sensibilité de la contribution des étapes du cycle de vie à la variation du taux d'actualisation pour une durée de vie du bâtiment de 75 ans.	63

Figure 5-8 Analyse intégrée de contribution des étapes du cycle de vie des indicateurs environnementaux et économiques du cycle de vie des deux bâtiments	65
Figure 5-9 Variation des scores environnementaux et du score économique de la structure CLT par rapport à la structure en ossature légère (scénario de base).	65
Figure 5-10 Contribution comparative des processus à la phase d'utilisation aux scores environnementaux et économiques	66
Figure 5-11 Contribution de l'étape du cycle de vie « approvisionnement » (c.-à-d. des matériaux de construction) aux scores environnementaux et économiques	67
Figure 5-12 Tableau de bord des scores relatifs des indicateurs environnementaux et économiques des scénarios.....	69
Figure 5-13 Coûts totaux (en absolue) des externalités environnementales	70
Figure 5-14 Contribution des externalités environnementales aux étapes du cycle de vie.....	71
Figure 5-15 Différence des coûts totaux de l'AcCV sociétale des scénarios de mitigation par rapport au scénario de base.....	72
Figure 5-16 Portfolio d'éco-efficience des scénarios de mitigations pour les quatre indicateurs d'impact.....	74
Figure 5-17 Analyse de sensibilité du portfolio d'éco-efficience au taux d'actualisation des coûts à 1%.....	77
Figure 5-18 Analyse de sensibilité du portfolio d'éco-efficience au taux d'actualisation des coûts à 4%.....	78
Figure 5-19 Analyse de sensibilité du portfolio d'éco-efficience au facteur de compromis 1:2.....	80
Figure 5-20 Analyse de sensibilité du portfolio d'éco-efficience au facteur de compromis 2:1	81
Figure A.1 Catégories de dommage et d'impacts selon la méthode IMPACT 20002+	98

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A – MÉTHODE DE L'ACVE	95
ANNEXE B – CALCUL DES SCÉNARIOS	102

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

Le développement urbain joue depuis quelques années un rôle affirmé dans la transition vers des modes de production et de consommation plus durable, notamment à travers des stratégies visant le secteur du bâtiment. Celui-ci consomme 40% de l'énergie mondiale, 12% des ressources d'eau douce, émet 1/3 des émissions de gaz à effet de serre (GES), 40% des déchets solides, et emploie environ 10% de la main d'œuvre à l'échelle mondiale (UNEP, 2012). La stratégie du bâtiment durable est donc adoptée par les villes comme une des solutions pour la réduction des flux des matériaux et d'énergies consommées. D'ailleurs, ces dernières années ont été marquées par de nombreux partenariats et initiatives sur la scène internationale et locale pour le développement d'un cadre commun et cohérent de l'évaluation de la performance des bâtiments (UNEP, 2012). Cette prise de conscience se reflète sur le marché du bâtiment qui voit l'émergence d'un nombre important et varié de matériaux verts, de pratiques écologiques et de certifications. Cependant le bâtiment durable représente encore aujourd'hui un marché de niche à l'échelle du secteur du bâtiment. La multitude des solutions techniques existantes pour les bâtiments durables rend difficile la sélection des meilleures options par les preneurs de décision. Cette tâche est d'autant plus complexe qu'ils doivent prendre en considération à la fois les enjeux économiques et environnementaux. Cette situation indique la nécessité de proposer des outils d'aide à décision qui intègrent des deux enjeux afin d'identifier des solutions gagnant-gagnant.

Dans le domaine des recherches sur l'évaluation, ces dernières années ont vu émerger un grand nombre de travaux portant sur la définition et les processus d'évaluation des bâtiments durables (Zuo, 2014). Toutefois, la majorité de ces études sont axées sur les aspects environnementaux, comme la consommation énergétique, l'utilisation efficace de l'eau et les émissions de GES. (Berardi, 2013a; Gibbs & O'Neill, 2015; Zhao, 2012). L'analyse environnementale du cycle de vie (AeCV) s'est imposée comme l'outil le plus pertinent pour l'évaluation des bâtiments durables. Cependant, l'approche cycle de vie propose aussi d'autres outils pour quantifier les impacts économiques et sociaux, respectivement l'analyse des coûts du cycle de vie (AcCV) environnementale et l'analyse sociale du cycle de vie (AsCV). Toutefois, ces derniers sont peu utilisés dans l'évaluation des bâtiments.

L'AcCV sociétale est un outil récent de l'approche cycle de vie, qui vise l'intégration des coûts du cycle de vie et des externalités environnementales et sociales via la monétarisation de ces dernières. L'analyse d'éco-efficience est quant à elle une méthode d'intégration de la performance économique et environnementale des produits. Elle a été proposée par le World Business Council for Sustainable Development (WBSCD) dans les années 90, et depuis elle s'est répandue dans le secteur des entreprises pour l'évaluation de la performance environnementale des produits.

Ce mémoire a donc pour objectif de proposer une approche opérationnelle pour faire une analyse intégrée des coûts et des impacts environnementaux dans le contexte décisionnel des bâtiments durables. Pour y parvenir, une étude de cas de la Société d'habitation du Québec (SHQ) constitue le sujet de cette analyse. Ce mémoire s'articule comme suit. Tout d'abord, la revue de littérature qui introduit le concept de bâtiment durable, et le met en perspective dans la transition socio-écologique vers un développement plus durable. Elle contextualise aussi l'étude de cas, et présente les outils nécessaires pour la quantification et l'intégration des volets économique et environnementale. À l'issue de cette revue, la méthodologie décrit les deux modèles d'AcCV sociétale et d'éco-efficience proposés. Les résultats de cette étude permettront d'émettre des recommandations visant à améliorer la prise en compte des impacts environnementaux et économiques dans la sélection des solutions pertinentes à la réalisation et au déploiement des bâtiments durables.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Les perspectives de la durabilité à l'échelle globale

Le développement durable est un concept polysémique, qui alimente encore aujourd'hui le débat sur sa signification et sa portée. D'après Tryzna (1995), la première percée conceptuelle fut apportée par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) qui publia un rapport en 1980, «Stratégie mondiale de la conservation». Ce dernier mentionne :

« C'est un type de développement qui prévoit des améliorations réelles de la qualité de la vie des hommes et en même temps conserve la vitalité et la diversité de la Terre. Le but est un développement qui soit durable. À ce jour, cette notion paraît utopique, et pourtant elle est réalisable. De plus en plus nombreux sont ceux qui sont convaincus que c'est notre seule option rationnelle. » ([IUCN], 1980; [UNEP], 2014)

Cette notion puise ses sources dans un discours des sciences naturelles avec une approche axée sur la conservation de la biodiversité et des ressources naturelles. Cette dernière approche est dite bio-centrique (Mebratu, 1998).

En 1978 s'en est suivi une première définition proposée par la commission Brundtland. Cette dernière est portée par une vision dite anthropocentrique, une version humaniste du développement durable basée sur la notion d'équité intergénérationnelle :

« Le développement durable est un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs. » ([WCED], 1987).

C'est en s'appuyant sur ces deux définitions que le sommet de terre de Rio De Janeiro a eu lieu en 1992 au Brésil. 173 chefs d'État s'y sont réunis pour adopter «l'Agenda 21» de la mise en application d'une démarche globale de développement durable pour le XXI^e siècle. On y signa également la «Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement», reconnaissant alors l'importance de ce qui est aujourd'hui reconnu sous l'expression des «trois piliers du développement durable» : la protection de l'environnement, le développement social et le développement économique.

R. D. Costanza, Herman E. (1992) a distingué deux écoles de pensée la «durabilité faible» définie comme étant la conservation intacte de la somme du capital naturel et artificiel, ce qui implique qu'une diminution du capital naturel peut être compensée par une augmentation équivalente du capital artificiel. Par opposition à la notion de «durabilité forte», c'est-à-dire la conservation intacte à la fois du capital naturel et artificiel grâce à un rythme de consommation des matières n'excédant pas le rythme de leur régénération, substitution ou l'assimilation de leur pollution par la nature (R. D. Costanza, Herman E., 1992).

Suite à l'adoption de « agenda 21 » par les états membres, la mise en place des « agendas 21 locaux » en 1997 a positionné l'opérationnalisation du concept de développement durable à l'échelle régionale, nationale et municipale. L'instrumentalisation des mesures politiques impliquant les acteurs locaux pour la transition vers le nouveau paradigme de développement durable confirme le caractère anthropocentrique assumé de cette démarche (Finco, 2001). Depuis les sommets et les rencontres internationales se sont succédé, Koyto en 1997, Johannesburg en 2002, les conférences sur le climat de Copenhague et de Cancun en 2009 et 2010, Rio en 2012, la conférence de Paris COP21 en 2015. Ces rencontres ont tout visé le soutien et l'harmonisation des initiatives de développement durable des pays à l'échelle globale. Réels branlebas de combat politique et diplomatique, leur plus grand défi est la négociation des cibles et mesures à mettre en place. Ainsi les enjeux tel que la croissance des pays en développement, le partage de responsabilité et surtout les contraintes, sont autant de sujets abordés. Il faut dire que jusqu'à aujourd'hui aucun protocole contraignant n'a vu le jour. Cependant, tous ces efforts ont vu apparaître des lignes directrices et des principes qui ont aidé à semer les graines de l'opérationnalisation du développement durable et l'innovation dans le changement des pratiques de production et de consommation, que ce soit des principes tel que la responsabilité sociale des entreprises, la convention sur la protection et la promotion de la diversité des expressions culturelles, la conservation des ressources naturelles et de la biodiversité, l'agenda 21, etc. Toutes ces initiatives ont trouvé un écho dans les sphères d'action locales.

2.2 Perspectives à l'échelle des villes

Tel que mentionné précédemment, les initiatives de développement durable à l'échelle globale ont trouvé un écho local. Ainsi, suite au sommet de Rio +20 et à la déclaration « The futur we want »

un important réseau municipal international a vu le jour, Keiner and Kim (2007) ont recensé les collaborations et initiatives conjointes en lien avec le développement durable connectant des autorités et communautés régionales de divers pays tel que *the European based network Climate Alliance* et *Cities for Climate Protection* lancée dans les années 90 par l'organisation *ICLEI-Local Governments for Sustainability* (Labaeye & Sauer, 2013). En 2016, cet engagement est reconfirmé lors du sommet habitat III le dans le cadre de la Conférence des Nations Unies sur le logement et le développement urbain durable.

Ce mouvement qui territorialise les enjeux du développement durable et les ancre dans une réalité locale à caractère social et technique axée sur les solutions, est appelé la transition socio écologique. L'idée de transition fût introduite en 1972 par le Club de Rome dans son rapport « Halte à la croissance » (Meadows et coll., 1972). Les transitions désignaient alors les différents scénarios d'adaptation que nos sociétés pouvaient emprunter afin d'éviter les impacts négatifs induits par le mythe de la « croissance infinie dans un monde fini. ». Quant au terme « socio écologique » il désigne un système intégré dans lequel les rétroactions ont lieu entre les activités humaines et les divers éléments biophysiques. Bref, la transition socioécologique s'inscrit dans une nouvelle aire celle de l'Anthropocène, qui succède à l'Holocène (les 20 000 dernières années). Cette nouvelle aire se caractérise par des problèmes écologiques et sociaux s'articulant autour d'enjeux macro-socio écologique : crise économique et politique, crise alimentaire, crise climatique ...etc. (Audet, 2015). Il faut donc retenir que la transition est à la fois un discours socioécologique et un ensemble de pratiques menant vers un nouveau mode de vie plus résilient, convivial et bienveillant. Ce mouvement planétaire est à la source de nombreuse d'initiatives, citons en exemples les réseaux d'agriculture urbaine, l'alimentation biologique et locale, l'économie circulaire, les systèmes d'échange locaux, la mobilité et la production énergétique post-carbone, et bien sûr la construction écologique (Hopkins, 2010). Afin de comprendre comment la construction écologique s'articule comme une transition socioécologique, il faut tout d'abord comprendre le cadre conceptuel de la transition soit le perspectif multiniveau proposé par Geels (2002).

Ce concept décompose les foyers de changement en trois niveaux. Premièrement, le niveau « territorial » qui inclut des dynamiques sociales, politiques et macro-économiques véhiculées par des institutions à l'échelle internationale et nationale. Bien que ces dernières soient décrites comme

étant très lentes pour intégrer des changements, elles ont une grande influence sur les changements systémiques en créant des brèches d'opportunité pour les régimes. Les régimes sont le deuxième foyer de changement, qui inclut des règles cohérentes interreliées auxquelles sont soumis des ensembles d'acteurs regroupés en secteurs d'activités comme la finance, la culture, l'immobilier et la construction par exemple. La résilience de ces régimes dépend de l'alignement des règles permettant une coordination des activités. Troisièmement, il y a les niches qui sont des foyers d'innovation socio-technologique issue d'un secteur d'activité. Ils offrent de nouvelles solutions et approches qui tendent à long terme soit à la transformation des régimes existants, ou à leur remplacement par de nouveaux régimes. Ces trois niveaux de transition s'influencent de plusieurs façons selon Geels (2002).

Une étude britannique de Gibbs and O'Neill (2015) se penche le rôle du bâtiment écologique dans la transition socioécologique du secteur de la construction en Grande-Bretagne. Cette étude s'est basée sur l'analyse de l'évolution des politiques gouvernementales, des réglementations et du code de la construction, ainsi que sur un ensemble d'entrevues après des acteurs du bâtiment écologique. Il en ressort que les solutions techniques générées par la construction écologique ont fini par s'intégrer assez bien au régime traditionnel de la construction. Ceci ne suffit pas selon l'auteur pour un changement systémique du régime. Ainsi selon l'auteur un changement systémique doit aussi inclure une transition vers une approche plus holistique dans la conception et vers de nouveaux modes de vie et d'occupation. Mais tout d'abord il est important de définir le concept de bâtiment durable.

2.3 Les bâtiments durables

Le terme bâtiments durable nécessite une clarification car on parle aussi de bâtiments verts ou écologiques. Berardi (2013a) s'est penché sur la question pour conclure que le bâtiment durable est un concept assez large. C'est à travers les outils de mesure des bâtiments durables que les premiers critères de définition apparaissent. Dans un premier temps ces évaluations se concentraient sur les limites physiques des bâtiments et définissaient sa fonction dans une perspective de consommation (Conte & Monno, 2012; ISO). Cette approche réductrice a fini par donner une définition du bâtiment durable axée sur la réduction d'impact environnemental (Cassidy, 2003; Hill & Bowen, 1997; Kibert, 1994; Lowe, 2007). Berardi (2013) déduit de cette

approche une première définition « *a sustainable building has to have high efficiency in the use of energy, water and materials, and reduced impacts on the health and the environment throughout its life-cycle* ». D'autres facteurs ont influencé cette première définition. Ainsi l'attention apportée à la responsabilité environnementale des bâtiments apparaît dans les années 50-60, suivit dans les années 70 par le premier embargo de l'OPEP. Ceci a participé à renfoncer la considération de l'efficacité énergétique comme le requis principal des bâtiments, et a mené à l'apparition des premières réglementations et promotions pour réduire la consommation énergétique (Berardi, 2013b; Kibert, 2016). D'ailleurs aujourd'hui encore il subsiste une confusion entre les bâtiments durables et les bâtiments énergétiquement performants (Berardi, 2013b ; EPA, 2008).

Cette première approche restreint le potentiel de transformation systémique nécessaire pour un changement de paradigme dans le secteur du bâtiment, tel qu'expliqué précédemment (Gibbs & O'Neill, 2015), ce qui lui a valu d'être remise en question par plusieurs auteurs (Berardi, 2013a; Kibert, 2016; Zhao, 2012; Zuo, 2014). Dès 2003, l'UNEP propose une distinction entre les bâtiments verts (green buildings) et les bâtiments durables par un ensemble de critères. Ainsi ce qui différencie ces types de bâtiment c'est la prise en compte des enjeux de longévité et de flexibilité, d'opération et de maintenance, de gestion, de considération économique, de perception culturelle, ainsi que des enjeux sociaux touchant l'accessibilité, l'inclusion, la cohésion et l'éducation (Berardi, 2013a). Bien qu'il n'y a pas une définition consensuelle et universelle du bâtiment durable, il ressort de cette revue deux éléments principaux soit la performance environnementale sur l'ensemble du cycle de vie et l'approche holistique intégrant des considérations culturelles, sociales et économiques.

Au niveau de l'évaluation des bâtiments durable, Hellström (2007) distingue trois catégories. Premièrement, les outils d'évaluation de la demande énergétique des bâtiments axés principalement sur la consommation énergétique et plus souvent sur l'étape d'utilisation. Deuxièmement, les outils d'analyse du cycle de vie qui sont axés en général sur l'impact environnemental. Troisièmement, les outils d'évaluation multicritères incluant des critères quantitatifs et qualitatifs visant à intégrer les aspects environnementaux, économiques et sociaux. Ces outils visent plutôt à certifier et classer les bâtiments, car ils s'assignent des points et des crédits aux critères (Berardi, 2012). On peut donner l'exemple de la certification LEED (*leadership in energy and environmental design*) qui est la plus populaire en Amérique du Nord et la certification

Maison passive qui est populaire dans les pays nordiques. La première regroupe des critères dans 8 domaines d'interventions : innovation et processus de conception, emplacement, aménagement du site, gestion de l'eau, énergie et atmosphère, matériau et ressource, qualité de l'environnement et sensibilisation (CBD Ca, 2016). Alors que la deuxième certification se limite à deux groupes de critères le confort et la performance énergétique. La performance énergétique est considérée en termes d'enveloppe opaque pour l'isolation, des composantes transparentes pour maximiser la source thermique solaire et des équipements de ventilation, chauffage et des systèmes de récupération de chaleur (Passive House Institute, 2015). Bien que les certifications aient joué un rôle dans la diffusion du concept de bâtiment durable auprès de l'industrie, leur application se limite souvent à des critères qualitatifs. Ces derniers favorisent les interventions rapportant le plus grand nombre de crédits à plus petit coût plutôt que des interventions axées sur l'amélioration environnementale du bâtiment (Sylvain, 2013).

Au-delà des certifications le déploiement des bâtiments durables dans le secteur du bâtiment conventionnel nécessite des stratégies à différents niveaux. La Société d'habitation du Québec (SHQ) est un organisme gouvernemental de financement du logement social, qui joue aussi un rôle important dans l'identification des besoins, des objectifs et des priorités dans le secteur résidentiel. Le bâtiment durable constitue depuis quelques années un des axes d'intervention de la SHQ, à cet effet elle vise la démocratisation des bâtiments durables en soutenant la rénovation et la construction de logements communautaire en utilisant des méthodes de construction durable (SHQ, 2017). Plus concrètement, c'est à travers des projets pilotes que la SHQ teste des pratiques de durabilités qui seront par la suite soutenues et promues dans les divers programmes d'habitations. Dans le cas de cette maîtrise nous allons nous pencher sur le projet K présenté la section suivante.

2.4 Mise en contexte de l'étude de cas

Tout d'abord il faut noter que le projet de démonstration nommé « projet K » s'inscrit dans une stratégie plus globale de la SHQ visant à promouvoir l'utilisation des bois lamellés croisés en bois communément appelé *Cross Laminated Timber* (CLT). Cette stratégie s'inscrit à son tour dans la politique gouvernementale d'utilisation du bois dans la construction au Québec dont l'objectif est de soutenir l'industrie de transformation du bois. Cette industrie vit une crise ayant des impacts sociaux et économiques notamment au niveau des emplois. Cette stratégie est aussi motivée par le

caractère environnemental du bois comparé à d'autres matériaux de construction tels que béton et l'acier qui consomment respectivement 26% et 34% de plus en énergie et émettent 57% et 81% de plus de gaz à effet de serre (Ressources Naturelles Québec, 2013). Ceci est confirmé par un certain nombre d'études tel que Wang (2014); Werner and Richter (2007). Il faut toutefois noter que le caractère environnemental du bois comme matériau de construction est conditionnel à un mode de foresterie durable qui respecte la capacité régénératrice des forêts, car son plus grand impact environnemental a lieu durant la période de croissance (Espinoza, Buehlmann, & Smith, 2012). Effectivement, bien que le bois représente un réservoir à carbone qui provient d'une source renouvelable, le rythme de croissance pour l'exploitation doit respecter le rythme biologique de régénération des forêts. Plus de 90% des logements sociaux financés par la SHQ sont déjà construit en charpente légère de bois, alors que l'utilisation des panneaux en bois lamellés croisés (CLT) est une pratique européenne assez récente au Québec. Les CLT sont des panneaux massifs en bois d'ingénierie composé de plusieurs couches de bois (de 3 à 9) croisés perpendiculairement les uns par rapport aux autres, ce qui leur confère stabilité, rigidité et résistance. De plus, utilisés verticalement ces panneaux jouent le rôle de structure et de murs porteurs ce qui les rend polyvalents (Cecoboïs, 2014).

Plus concrètement, « Le projet K » consiste en la construction de la résidence Gérard-Blanchet située à la cité verte de la ville de Québec est réalisée en collaboration avec l'office municipal d'habitation de Québec (OMHQ). L'objectif est de comparer deux méthodes de construction soit la structure légère de bois conventionnelle (bâtiment B) et la structure de panneaux CLT (bâtiment A). Il faut noter que les deux bâtiments sont certifiés maison passive et ont une même occupation de 20 logements, une même performance énergétique et ils sont mitoyens tels qu'illustrés à la figure suivante. Dans le cadre de ce projet, la SHQ a mandaté le centre international de référence sur le cycle de vie des produits, procédés et service (CIRAIG) pour une évaluation comparative des profils environnementaux des deux bâtiments, afin d'aider à sélectionner la meilleure des deux options.

La section suivante 2.5 présentera les méthodes d'évaluation qui soutiennent la prise de décision dans le secteur du bâtiment durable. Puisque la définition du bâtiment durable ne se limite pas à l'aspect environnemental, les méthodes d'évaluations abordées dans cette étude touchent

aussi les méthodes d'Analyse du coût du cycle de vie et des méthodes d'intégration telles que l'écocoefficiency et la monétarisation qui seront appliquées à l'étude de cas.

2.5 Les méthodes d'évaluation

2.5.1 L'approche cycle de vie

C'est une approche systémique de la problématique environnementale, qui prend en considération les étapes d'extraction des ressources, de production, d'utilisation et de fin de vie des produits et services (Mont, 2007). C'est en réponse aux besoins des secteurs publics et privés pour le virage vers une économie verte et suite à l'adoption du *plan of implementation* au sommet du développement durable de Johannesburg, qu'a eu lieu la création du *Life cycle initiative* par la *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC) et par le Programme des Nations Unies pour l'Environnement. Ceci dans le but de promouvoir le développement méthodologiques et l'opérationnaliser de la pensée cycle de vie le concept de gestion du cycle de vie (Remmen, 2007; Valdivia et al., 2012). Ce concept est une stratégie managériale qui englobe un ensemble d'outils et de méthodes développés au sein de la communauté scientifique et des instances normatives. Dans la prochaine section, nous présentons plus en détail deux de ces outils : l'AeCV qui représente le volet environnemental et l'AcCV qui représente le volet économique. Il faut noter qu'il existe aussi l'analyse sociale du cycle de vie AsCV qui vise une évaluation de l'impact social d'un produit ou d'un service. Cette méthode est en plein développement surtout dans le domaine de la responsabilité sociale des entreprises. Bien qu'elle ait un potentiel d'application au niveau de l'évaluation de la durabilité des bâtiments, notamment au niveau du choix des matériaux de construction grâce à l'évaluation des conditions sociales de leur fabrication tout au long de la chaîne de valeur (Andrews et al., 2000; Hosseini, Mansour, & Shirazi, 2014; Valdes-Vasquez & Klotz, 2012). Ce volet ne sera pas détaillé dans le cadre de cette maîtrise, dont l'objectif se concentre sur l'intégration économique et environnementale.

2.5.1.1 Analyse environnementale du cycle de vie

Historique

L'approche cycle de vie est souvent assimilée à l'analyse environnementale du cycle de vie (AeCV), le premier outil de la famille ACV développé pour l'évaluation des impacts environnementaux d'un produit ou d'un service tout au long de son cycle de vie (*Guinée, 2010; Huppés & Ishikawa, 2005; Kloeppfer, 2008*). La première ACV a été réalisée en 1969 par le *Midwest Research Institute* (MRI) pour l'évaluation comparative du profil environnemental et des ressources par l'analyse systémique du berceau au tombeau de la chaîne de production des canettes de *Coca Cola* (*Guinée, 2010*). Il s'en est suivi plusieurs études similaires par le MRI durant la période de conception de l'ACV entre 1970 et 1990. Cette période fut marquée par la publication d'un premier rapport détaillant de façon cohérente les besoins en termes de collecte de données pour la réalisation d'une ACV et par l'élaboration d'une première méthode d'étude d'impact, mais sans réel consensus scientifique sur la démarche méthodologique (*Guinée, 2010*). Au niveau opérationnel, ce vide permet aux entreprises de faire une libre interprétation des méthodes et une utilisation stratégique de l'ACV à des fins de marketing.

La divergence cacophonique de cette première période laisse place à partir des années 1990 jusqu'aux années 2000 à une ère de convergence et de normalisation des pratiques. La SETAC et l'*International Standard Organisation* (ISO) y coordonnent et stimulent la collaboration des chercheurs et des praticiens pour l'élaboration de la première norme ISO 14040/44 sur le cadre méthodologique général de l'ACV. C'est aussi à ce moment que l'ACV commence à être utilisé dans les politiques et les législations européennes et japonaise (*Guinée, 2010*). C'est aussi à compter de cette période que l'ACV a commencé à être de plus en plus utilisée dans le monde de la construction (*Ortiz, 2009*) pour devenir une méthode pertinente et objective pour l'évaluation environnementale des bâtiments (*Buyle, 2013; Singh, 2010*).

Guinée et al définissent la période de 2000 à 2010 comme la phase d'élaboration de l'ACV, on peut aussi dire une phase de renouveau. Le champ d'analyse y est élargi en passant de la simple comparaison des produits vers une analyse à l'échelle des secteurs et des régions. C'est aussi à cette période qu'a eu lieu le raffinement des méthodes d'allocation (*Finnveden et al., 2009; A Zamagni et al., 2008*), l'apparition de l'AeCV dynamique (*Levasseur, Lesage, Margni, Deschênes,*

& Samson, 2010) et la naissance du projet CALCAS (Co-ordination Action for innovation in Life Cycle Analysis for Sustainability). Le projet CALCAS vise à offrir un cadre d'analyse intégrant trois échelles d'analyse (micro, méso et macro) et les trois piliers du développement durable (environnemental, économique, et social) dans le but d'intégrer des modèles plus complexes capable d'appréhender les effets rebond (A Zamagni et al., 2009). Concrètement l'AeCV est organisé en 4 étapes, objectifs et champs d'étude, l'analyse d'inventaire, l'étude d'impact et finalement l'interprétation. Ces étapes sont résumées à partir du livre de Jolliet, Saadé, and Crettaz (2010)

Étape 1 : Objectifs et champ d'études

cette étape comprend le choix de l'unité fonctionnelle (UF) soit l'unité de mesure à laquelle se rapporte les flux de références qui sont les quantités de matière nécessaires pour couvrir la fonction du produit ou du service évalué (Hauschild & Huijbregts, 2015). Cette approche par unité fonctionnelle permet de comparer les produits sur une même base de service rendu (Klöppfer, 2003). Une fois l'UF et les flux de référence définis, c'est le système à l'étude qui est définie à cette étape en identifiant les processus à considérer. Ces processus sont regroupés selon les étapes du cycle de vie en général l'approvisionnement qui comprend la fabrication et le transport des matériaux, la production, l'utilisation et la fin de vie du produit.

Étape 2 : L'analyse de l'inventaire du cycle de vie

L'inventaire comptabilise et répertorie l'ensemble des flux économiques composés des matières et de l'énergie entrante et sortante des processus, et des flux élémentaires composés des matières premières, déchets et émissions dans l'écosphère. Il existe deux approches d'inventaires l'approche input-output et l'approche par processus. La première est basée sur la multiplication des coûts ramenés à l'UF par des facteurs d'émission par dollar dépensé. La deuxième approche est la plus utilisée et elle consiste en la multiplication des flux de référence comptabilisés par processus et ramenés à l'UF par des facteurs d'émission ou d'extraction. Il faut noter que les inventaires sont statiques car les facteurs d'émission ne prennent pas en compte le temps de diffusion des émissions, c.-à-d., que l'ensemble des émissions d'une même substance sont additionnés sans considération pour le moment de leur émission. Ceci constitue une limite notamment dans le cas du stockage du carbone et de l'incohérence entre le cadre temporel de l'inventaire et celui de la caractérisation de

l'impact (l'horizon temporel généralement adopté pour quantifier l'impact sur les changements climatiques étant de 100 ans). Pour palier à cela, il existe des ACV dynamiques basées sur un inventaire dynamique dont les facteurs d'émission prennent en compte le temps.

Étape 3 : L'étude d'impact

Cette étape vise à convertir un inventaire en impact environnemental en utilisant des chaînes de cause à effet et en multipliant l'inventaire par des facteurs de caractérisation. On distingue dans la littérature deux types d'études d'impact : celles orientées problème *midpoint* et celles orientées dommage *endpoint*. La première approche vise à regrouper les émissions en impacts intermédiaires selon leur effet sur des enjeux environnementaux tels que l'acidification, l'eutrophisation, la toxicité, etc. Mais il faut noter que les indicateurs *midpoint* quant à eux ne prennent pas en compte certains mécanismes environnementaux, ce qui ne permet pas d'avoir des résultats proportionnels aux conséquences sur les aires de protection. La deuxième approche quant à elle pousse les chaînes de cause à effet des problématiques environnementales jusqu'aux dommages touchant 4 aires de protection : soit la santé humaine, les ressources, la qualité des écosystèmes et les réchauffements climatiques. Bien que cette approche illustre plus concrètement les impacts notamment pour les preneurs de décisions non familiers avec la complexité des mécanismes environnementaux, l'incertitude liée à la modélisation de ces mécanismes le long des chaînes de cause et à effet est plus élevée. De même que l'agrégation de ces catégories de dommages en un seul indicateur final facilite encore plus l'interprétation ; mais la pondération nécessaire à cet exercice qui est basée sur des choix subjectifs. Ceci explique pourquoi la norme ISO 14 040 interdit l'agrégation des indicateurs dans le contexte d'une AeCV destinée à la divulgation publique.

Étape 4 : Interprétation

Premièrement, cette étape sert à interpréter les résultats notamment grâce à des analyses de contributions qui permettent de faire ressortir les points chauds environnementaux. Deuxièmement, elle permet d'identifier les limites de l'étude en utilisant l'analyse de la qualité des données, des analyses de sensibilité et d'incertitudes. Troisièmement, l'interprétation vise à tirer des conclusions à la lumière des points chauds et des limites.

L'AeCV dans le domaine du bâtiment :

La revue de Cabeza (2014) sur l'AeCV dans le secteur du bâtiment dresse un portrait assez récent de l'évolution et de l'utilisation de cet outil. L'article dénote que la majorité des études répertoriées ont porté sur des bâtiments modèles, conçus pour être plus durables et moins énergivores, comme c'est le cas dans ce projet d'étude. Cette section présente dans un premier temps les outils d'analyses de l'AeCV du bâtiment suivi des pratiques méthodologiques recensés par les revues de Cabeza (2014) et Petroche et al. (2015), dans le but de dresser un portrait non exhaustif approches existantes. Pour conclure, la méthode et les résultats de l'AeCV menée par le CIRAIG dans le cadre du « projet K » sont présentés.

Il existe bon nombre d'outils logiciels pour la quantification de l'impact environnementale des bâtiments tout au long du cycle de vie soit une vingtaine selon Cabeza (2014). En se basant sur leur utilisation, on peut distinguer deux types d'outils.

1. Les outils génériques tel que SimaPro et GaBi, ces outils nécessitent l'utilisation d'une base de données, qui peut être choisie par l'utilisateur. Cependant ce dernier, doit modéliser lui-même tout les processus des étapes du cycle de vie, ce qui rend la modélisation plus longue et exigeante en quantité de données. Ceci est compensé par une plus grande précision des résultats.
2. Les outils spécifiques aux bâtiments qui intègrent une base de données et des processus en lien avec le cycle de vie du bâtiment, tel qu'Athena et EQUER. Ils peuvent utiliser une approche ascendante (bottom-up), c.-à-d. que la modélisation des processus y commence par la sélection des matériaux jusqu'au design final. Il y a aussi l'approche orientée design, cette dernière commence la modélisation par la sélection du design et des caractéristiques d'assemblage qui vont influencer la modélisation des matériaux. Cette dernière a l'avantage de consommer moins de données intrants, puisqu'il y'a déjà des modèles simplifiés disponible ce qui permet de faire des AeCV prospectives lors des étapes préliminaires de conception. Cependant, cette approche manque de transparence quant aux données d'arrière-plan utilisées dans les modèles simplifiés, que les auteurs nomment la boîte noire (Al-Ghamdi & Bilec, 2017).

Au niveau méthodologique, l'application de l'AeCV dépend du contexte et de l'objectif des études. Le secteur du bâtiment étant très spécifique à son contexte géographique, environnemental et technologique, ceci a mené à l'expression de différentes approches méthodologiques. Petroche et coll. (2015) en dénombrent certaines dans sa revue des méthodologies de l'AeCV dans le domaine du bâtiment résidentiel. Il catégorise ces approches en fonction du type d'analyse, de l'unité fonctionnelle, des frontières du système, de la méthode d'impact et les catégories d'impact.

L'analyse environnementale du cycle de vie du projet K

Tel que mentionné ci-haut, la SHQ a mandaté le CIRAIG (Centre international de référence sur le cycle de vie des produits, procédés et services) pour une analyse environnementale du cycle de vie visant la comparaison des deux bâtiments du projet K, le scénario de base à structure de bois légère et le scénario du bâtiment à structure CLT. Dans cette section les principaux éléments méthodologiques et les résultats sont présentés. Pour les détails méthodologiques, il est possible de consulter l'annexe A. Tous d'abord il faut préciser que l'étude est vouée à un usage interne. Elle a pour objectif d'améliorer la compréhension des enjeux liés à la construction et l'exploitation de ces bâtiments, d'identifier les points chauds, et finalement d'identifier les opportunités d'amélioration. Le cycle de vie complet des bâtiments y est considéré et l'unité fonctionnelle de l'étude est définie comme suit : « *Assurer un espace de vie confortable pour ses habitants, sur la durée de vie utile du bâtiment de 75 ans, dans un immeuble résidentiel de quatre étages et 20 unités, construit à Québec en 2014-2015* » (CIRAIG, 2015).

Cette étude a privilégié les données primaires issues d'une collecte de donnée provenant des plans et devis des architectes. Certaines données incomplètes ou manquantes ont été complétées par des données secondaires provenant principalement de la base de données Ecoivent 3.1 contenant des jeux de données adaptés au contexte québécois. Ces données, qui concernent par exemple les productions de bois, d'eau potable, de ciment ou des panneaux en bois. Cette base de données européenne est utilisée, car elle est reconnue pour sa complétude et sa qualité (Weidema et al., 2013). Pour l'évaluation des impacts c'est la méthode IMPACT 2002+ version 2.15 qui a été retenue, car elle intègre les catégories d'impacts Eutrophisation aquatique et Acidifications aquatiques à la catégorie de la Qualité des écosystèmes. Donc le profil environnemental des

bâtiments est exprimé en quatre indicateurs : les ressources, les changements climatiques, la qualité des écosystèmes et la santé humaine.

Les résultats de l'étude révèlent une similarité des scores environnementaux des deux bâtiments avec un écart maximal de 3%. Cet écart est attribué à la domination de l'étape d'utilisation qui est presque identique pour les deux bâtiments. La figure 2-1 illustre le sommaire des résultats pour la comparaison des deux bâtiments, le bloc A y fait référence au bâtiment à structure en CLT et le bloc B au bâtiment à structure légère. Cette étape inclut le chauffage à la biomasse, la consommation d'eau et le remplacement de certains matériaux. Le processus de chauffage à la biomasse cause le plus gros impact sur les indicateurs de la qualité des écosystèmes et la santé humaine. Alors que le remplacement des matériaux contribue surtout aux indicateurs des changements climatiques et d'épuisement des ressources. La fabrication des matériaux est le deuxième contributeur à l'impact du cycle de vie, c'est aussi l'étape affichant la plus grande différence entre les deux scénarios notamment au niveau de l'impact sur la qualité des écosystèmes. Cette catégorie est dominée par l'utilisation des terres, donc la différence est causée par la différence du volume de bois entre les bâtiments. Cependant, les auteurs de l'étude précisent que le facteur de caractérisation pour l'utilisation des terres lors de la croissance du bois est générique et non spécifique au contexte québécois. Donc, cette différence au niveau de la qualité des écosystèmes est à prendre avec précaution. Pour le reste des matériaux les profils environnementaux sont similaires pour les deux scénarios, sauf pour l'isolation qui est plus élevée dans le scénario de structure légère comparée à la structure CLT afin d'assurer une même performance thermique pour les deux alternatives. Cependant cette augmentation ne compense pas la plus faible quantité de bois nécessaire pour le scénario de base. Finalement, les étapes de construction et de fin de vie représentent une très faible contribution aux impacts du cycle de vie respectivement moins de 5% et moins de 1%.

Cette étude conclut que les différences entre les profils environnementaux des deux bâtiments ne sont pas suffisantes pour départager les deux options. Cependant, elle énonce des recommandations pour améliorer la performance environnementale de ces bâtiments. Notamment, l'utilisation des matériaux plus performants au niveau environnemental et au niveau de la durabilité dans le temps afin de réduire les impacts de l'étape d'approvisionnement et de remplacement. Pour ce qui est de la consommation énergétique, l'étude suggère l'utilisation d'équipement à haute performance énergétique et de sensibiliser les locataires.

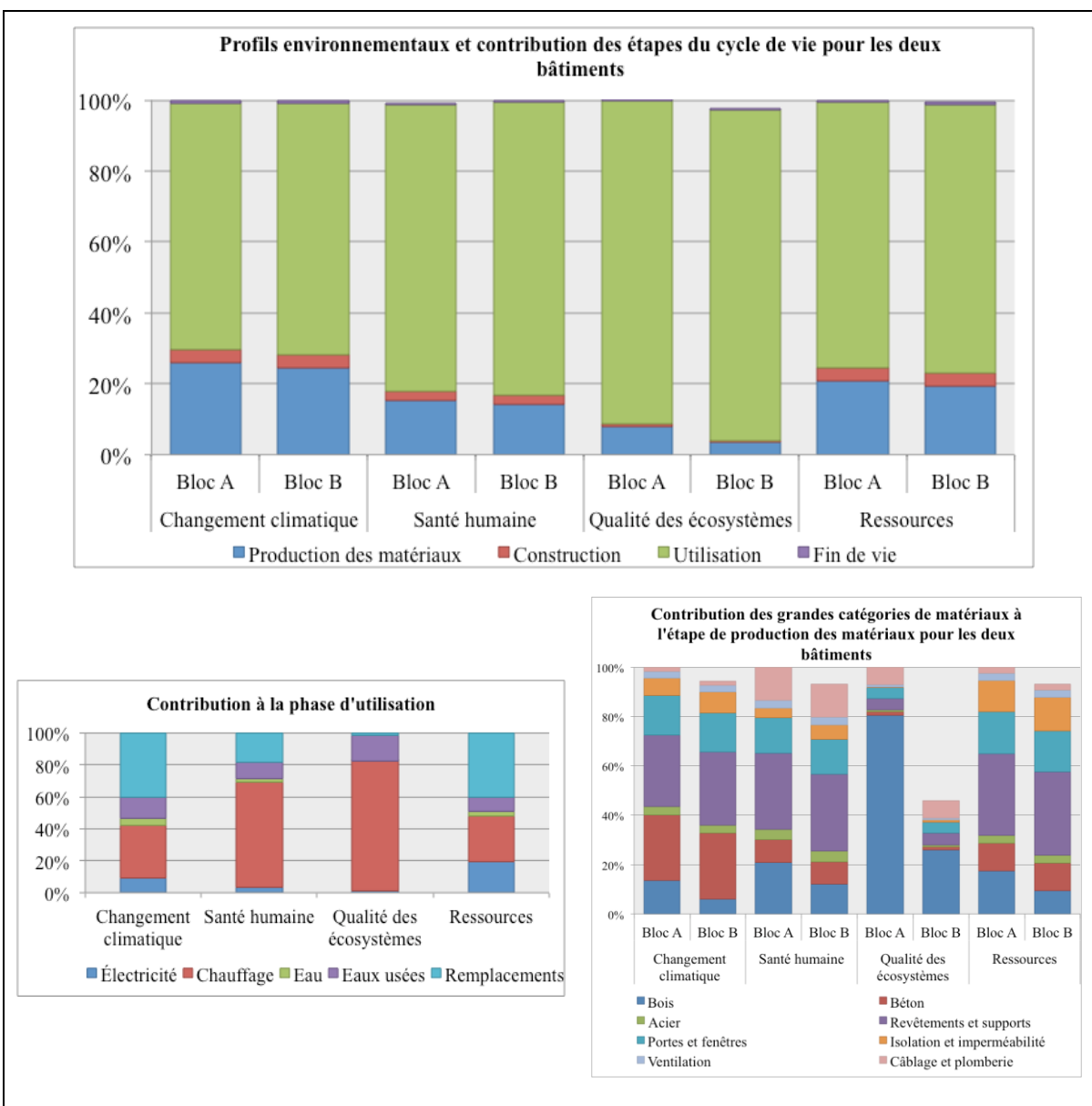


Figure 2-1 Principaux résultats des profils environnementaux des deux bâtiments issus de l'étude du CIRAIG

2.5.1.2 Analyse des coûts du cycle de vie

L'AcCV est à l'origine une méthode comptable d'aide à la prise de décision établie depuis 1933 (Sherif & Kolarik, 1981). Elle est utilisée pour la première fois par le département d'État des États-Unis pour l'achat de tracteurs dans un premier temps, puis d'équipements militaires, de bâtiments et d'infrastructures institutionnelles dès les années 70. Il faut dire que les notions de coût d'acquisition, de maintenance et de disposition étaient déjà bien ancrées dans le domaine public notamment pour les achats mobilisant un grand investissement (Hunkeler & Rebitzer, 2008). C'est à la moitié des années 70 que l'AcCV voit le jour en Europe, toujours dans le secteur public, principalement dans l'acquisition de bâtiments publics, dans le secteur énergétique, aéronautique et militaire (Sherif & Kolarik, 1981). Au niveau épistémologique le terme coût du cycle de vie fait aussi référence au coût total d'acquisition « *total cost of ownership* » et au coût d'usage « *cost in use* ». Donc, il est important de distinguer l'AcCV conventionnelle, qui prend son origine dans la pratique comptable, des deux autres types d'AcCV qui s'inscrivent dans la démarche cycle de vie qui vise une opérationnalisation du développement durable des produits et services. C'est vers 2003 que la SETAC propose cette catégorisation, détaillée ci-dessous.

L'AcCV conventionnelle

Bien que cette méthode comptable soit à l'origine de l'AcCV environnementale, l'AcCV conventionnelle se distingue clairement de cette dernière, car elle se limite aux coûts d'investissement. Son principal objectif est de classer les différentes options d'investissement (Gluch & Baumann, 2004). Le fait que cette approche exclut les coûts de démolition ou de recyclage peut amener à de mauvaises décisions d'investissement, car elle exclut des coûts futurs tels que la maintenance (Hamner & Stinson, 1995; Kite, 1995). Afin de palier à cette problématique Abraham and Dickinson (1998) suggèrent l'inclusion des ces coûts (Gluch & Baumann, 2004). Cependant, l'AcCV conventionnelle ne considère que les coûts assumés par un seul acteur, alors que, comme la figure 2-1 l'illustre bien, les coûts d'un produit sont assumés par plusieurs acteurs à différentes étapes du cycle de vie.

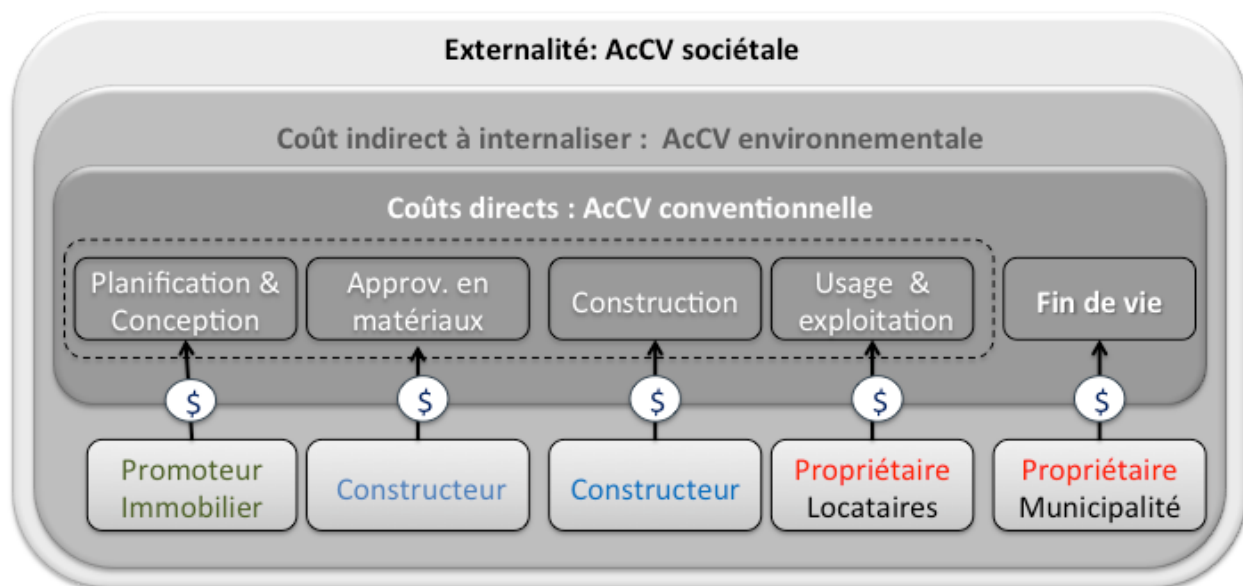


Figure 2-2 Illustration des trois types d'AcCV adaptés de Hunkeler (2008)

Bien qu'il n'existe pas de méthode standardisée pour les AcCV conventionnelles des produits, il existe la norme ISO 15 6868-5 (ISO) ainsi que le standard européen CENT/TC350 dans le secteur du bâtiment. Cette standardisation encadre l'utilisation de l'AcCV conventionnelle pour des bâtiments institutionnels surtout pour l'estimation du coût de possession (Kshirsagar, El-Gafy, & Abdelhamid, 2010). Il faut dire que dans ce secteur on parle surtout de coût total de possession « *total cost of ownership* », ce qui exclut les coûts de planification et de construction (Schade (2007).

L'AcCV environnementale

Hunkeler (2008) définit l'AcCV environnementale comme le pendant économique de l'ACV, cette approche a pour objectif ultime de faire partie de l'évaluation de la durabilité du cycle de vie et ce en l'intégrant à l'AeCV et à l'AsCV (Klöppfer & Ciroth, 2011). Tel qu'illustré dans la figure 2-1 l'AcCV environnementale couvre les coûts engendrés tout au long du cycle de vie et assumés par un ou plusieurs acteurs. Swarr et al. (2011) dresse un cadre méthodologique dans lequel il propose de structurer l'AcCV environnementale selon les quatre phases de l'AeCV dictées par ISO 14 040 (Hunkeler & Rebitzer, 2008; Standard, 2006).

Ainsi les objectifs et le champ d'études, ainsi que l'unité fonctionnelle sont les mêmes pour l'AeCV et l'AcCV. Cependant, les frontières du système doivent être équivalentes, c'est-à-dire avec une certaine flexibilité dans la définition et sans porter préjudice à la cohérence entre les deux analyses. Car les critères d'exclusion diffèrent entre l'AcCV et l'AeCV, un bon exemple c'est les coûts de recherche et de développement dans les entreprises. Ces coûts bien qu'ils soient non négligeables du point de vue de l'AcCV, sont négligés dans l'AeCV sans forcément nuire à la cohérence entre les deux méthodes. Cependant, Heijungs, Settanni, and Guinée (2013) révèlent la limite de cette pratique qui crée un double comptage au niveau de l'AcCV. Car si l'on considère les mêmes processus que l'AeCV notamment les processus en amont par exemple, leur coût sera inclut dans les coûts des processus en aval. Les auteurs donnent l'exemple du coût d'extraction du fer, qui au final est inclus dans le coût de la voiture. En d'autres mots les coûts d'un acteur représentent les revenus de l'autre, ce qui constitue un double comptage lors de l'agrégation de l'ensemble des coûts assumés par plusieurs acteurs. Les auteurs proposent une structure de calcul matriciel de l'inventaire économique basée sur la structure d'inventaire de l'AeCV. Dans leur cadre conceptuel Rebitzer, Hunkeler, and Jolliet (2003) précisent que la nature comparative de l'AcCV environnementale et son utilisation conjointe ne visent pas à remplacer les outils d'analyse financière, mais elle est plutôt un des outils d'une stratégie plus large de Gestion du cycle de vie, son objectif premier étant d'identifier les situations d'amélioration gagnante pour les coûts et l'environnement, ce qui n'est pas entravé par le double comptage. À son tour les auteurs Hunkeler and Rebitzer (2008) affirment que bien que le double comptage doit être minimisé, notamment par l'internalisation de certains coûts assumés par plusieurs acteurs, on ne peut complètement l'éviter. Pour ce qui est l'inventaire économique, tout comme l'inventaire de l'AeCV la collecte de données dépend des mêmes enjeux d'accessibilité et de qualité. Cependant, l'expression des coûts en une seule unité monétaire rend son analyse plus simple (Swarr et al., 2011). Une différence de taille subsiste la nature dynamique de l'inventaire économique par rapport à l'inventaire environnemental traditionnel. En effet, la valeur monétaire n'étant pas la même dans le temps, il est nécessaire d'actualiser les coûts futurs surtout pour les projets à longs et moyens termes. Il faut dire que le choix d'un taux d'actualisation dépend du contexte et de l'objectif de l'étude (Hunkeler & Rebitzer, 2008).

L'actualisation est un concept économique largement ancré dans les pratiques financières et comptables, qui stipule que plus le délai d'un gain futur est grand, plus sa valeur présente est moindre (Green, Myerson, & Mcfadden, 1997). En d'autres termes plus un taux d'actualisation est bas plus il favorise le gain futur et plus il est élevé plus il favorise le gain présent. Il faut dire que cette notion soulève les passions parmi des chercheurs en développement durable pour qui la notion des générations futures est importante, car elle est à la base même du concept de développement durable. Cette discussion est très pertinente dans le cas d'outils visant à convertir les impacts futurs en coût ou, comme dans le cas de l'AeCV, visant à intégrer la notion de coût avec celle d'impact environnemental. Dans le contexte de cette étude, qui s'inscrit dans un cadre public, la valeur du taux d'actualisation est donc un enjeu. Le débat entourant le choix du taux d'actualisation dans le secteur public ne date pas d'hier. Il est apparu pour la première fois dans l'article de Krutilla and Eckstein (1958) portant sur les politiques de gestion de l'eau. Dans les années 60 et 70 les gouvernements occidentaux se questionnent de plus en plus sur le sujet, notamment aux États Unis sous la présidence de Nixon (Gollier, 2012). En 1972, l'office fédéral américain du management et du budget initia une première standardisation du taux d'actualisation utilisé dans les agences fédérales en le fixant à 10% (Henderson & Bateman, 1995), puis en 1992 il le baissa à 7%, pour finalement le fixer à 3% en 2003 (Gollier, 2012). Il faut dire que la détermination d'un taux d'actualisation optimal dans la perspective du bien commun est une problématique non résolue à ce jour. Des auteurs tels que Schubert (2004), Gollier (2012) et Arrow (2013) traitent de la question en détail sans arriver à un consensus. Dans le cadre de cette étude, on retient le caractère subjectif du taux d'actualisation et donc la nécessité d'effectuer des analyses de sensibilité à l'étape d'interprétation des résultats de l'AcCV environnementale, tel que suggéré par Hunkeler and Rebitzer (2008).

L'AcCV sociétale

Tout d'abord, il faut apporter ici une précision quand au sens du terme « coût sociétal ». Dans le cadre de cette étude cela désigne les externalités environnementales et sociales exprimées en terme monétaire et assumés par l'ensemble des acteurs de la société telle que définit par Hunkeler and Rebitzer (2008), et non pas les impacts sociaux qui sont normalement couverts par l'analyse sociale du cycle de vie (AsCV). Les impacts sociaux ont un sens beaucoup plus large et ne peuvent pas toujours être captés par une évaluation monétaire (Alessandra Zamagni, Amerighi, & Buttol, 2011). Si l'on prend l'exemple de la catégorie d'impact social « travail des enfants ». Celle-ci exprime

l'impact réel ou potentiel de la chaîne de production de matériaux sur cette catégorie de partie prenante. Cet impact est estimé en évaluant le contexte socioéconomique et politique de la région où a lieu l'extraction de la matière première nécessaire à la production de ces matériaux. L'expression de cette évaluation peut être quantitative (statistiques officielles sur le travail des enfants dans la région) et/ou qualitative (analyse sociale du contexte), elle peut aussi se baser sur un audit des conditions de travail sur le terrain. Dans le cadre du coût social, la main d'œuvre enfantine représenterait une externalité sociale, puisque le producteur profite du faible coût de cette dernière. Le coût social assumé par la société concernée peut être évalué par exemple en coût d'opportunité de l'alphabétisation et de la scolarisation des enfants.

Hunkeler and Rebitzer (2008) définissent l'AcCV sociétale comme une évaluation complète des coûts d'un produit, incluant non seulement les coûts directs et indirects exprimés en flux monétaires réels, mais aussi les externalités sociales et environnementales. Les externalités sont définies comme une utilité ou une nuisance qui échappe au marché pour laquelle aucune compensation n'est offerte (soit une défaillance du marché) (Cornes & Sandler, 1996; Stiglitz, 2000). L'internalisation de ces externalités nécessite une méthode de monétarisation. Ce point sera détaillé ultérieurement sans la revue de littérature.

L'AcCV sociétale s'inspire de l'analyse coût avantage (ACA) dans sa façon de prendre en considération les coûts sociaux. L'ACA est une méthode établie depuis les années 50 dans les gouvernements pour l'évaluation des projets et politiques de grande envergure tels que les infrastructures publiques en comparant tous les coûts et les bénéfices estimés (Dasgupta, 1974; DW Pearce, 1983). La limite de cette méthode est l'inexactitude des estimations, notamment des bénéfices et des coûts, et le fait que cette analyse n'englobe pas l'ensemble du cycle de vie (Flyvbjerg, Skamris Holm, & Buhl, 2005). L'AcCV sociétale est encore à une étape embryonnaire de développement : il n'existe pas de cadre méthodologique ni de réelle application à des cas d'études dans la littérature. Ceci est notamment dû à la multitude d'externalités possibles, alors que la monétarisation n'est possible que pour certaines externalités identifiées. De plus il y a un enjeu important lié de substitution entre les piliers du développement durable en cas d'agrégation en un seul indicateur (Ackerman & Heinzerling, 2004), à cet égard Hunkeler and Rebitzer (2008) recommande de garder les résultats désagrégés. Un autre enjeu de taille est celui de la monétarisation des coûts environnementaux : tel que mentionné plus tôt, le choix d'un taux

d'actualisation est sensible et reflète une prise de position philosophique quant à la valeur du temps et des générations futures. Deux positions illustrent parfaitement ce propos dans le cadre du réchauffement climatique. Premièrement, celle de Nordhaus (2008) qui applique un taux d'actualisation de 5% pour la projection futur des coûts liées aux impacts d'une tonne de CO₂ de plus émise aujourd'hui. Il en résulte une valeur actuelle de 8\$ la tonne de CO₂, autrement dit toutes les mesures de mitigation environnementale nécessitant plus de 8\$ par tonnes de CO₂ sont considérées non nécessaires. Deuxième approche celle de Stern (2007) qui applique un taux d'actualisation de 1,4% avec lequel il obtient une valeur actuelle des dommages futurs d'une tonne de CO₂ à 85\$, ce qui rend de nombreux investissements présents dans les technologies vertes et dans les mesures de mitigations désirables socialement et individuellement (Gollier, 2012).

2.5.1.3 La monétarisation

La monétarisation est un processus de valorisation des externalités. Tout d'abord, Schumpeter (1978) définit la valeur comme la relation d'équivalence subjective entre l'utilité et la rareté. La rareté est perçue via la valeur d'échange du marché influencé par l'offre et la demande, tandis que la valeur d'utilité est plus complexe à quantifier (Farber, Costanza, & Wilson, 2002; Galiani, 1955; Schumpeter, 1978). Lancaster (1971) propose une approche basée sur l'analyse des demandes de consommateur pour quantifier la valeur d'utilité, qui fut à la base de la théorie d'utilité multi-attributs qui compte en son sein la méthode du *willingness to pay* (WTP) (Farber et al., 2002). Cette théorie stipule que chaque produit possède un ensemble d'attributs qui influencent les décisions d'allocation de budget chez les consommateurs. Ainsi la méthode WTP s'appuie sur le montant maximal que les individus sont prêts à payer pour un service éco-systémique (Mateo, 2012; Torrance, Furlong, Feeny, & Boyle, 1995).

R. Costanza et al. (1997) définit les services éco-systémiques comme les bénéfices résultant de la fonction naturelle des écosystèmes (Boyd & Banzhaf, 2007). Dupras and Revéret (2015) définissent la valeur économique totale de la nature comme l'ensemble de ces bénéfices. Elle regroupe deux types de valeur celles d'usage et celles de non-usage (figure 2-3).

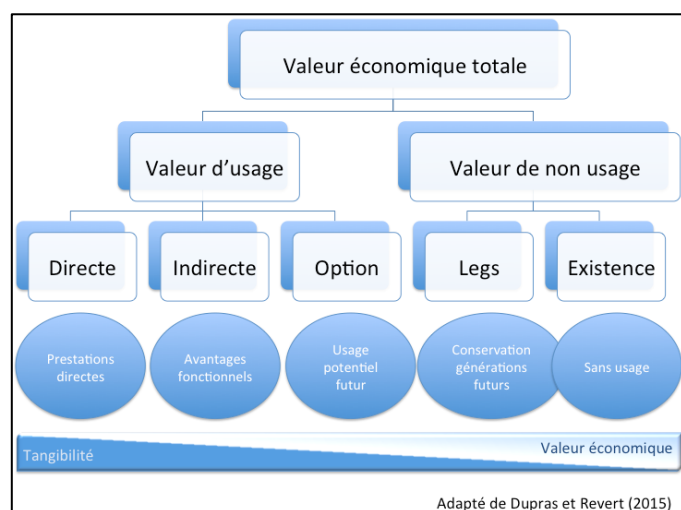


Figure 2-3 Concept de valeur économique totale

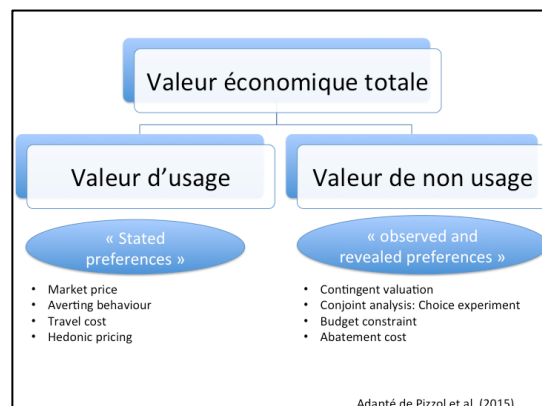


Figure 2-4 Les méthodes d'évaluations par type de valeur

Les méthodes de monétarisation pour l'AeCV

M. Pizzol, Weidema, Brandão, and Osset (2015) ont effectué une revue des méthodes de monétarisation dans le but d'évaluer 8 méthodes selon leur niveau d'incertitude et de compatibilité avec de l'AeCV (figure 2-4). Un premier groupe de méthode monétise la valeur d'usage en se basant sur les préférences exprimées définies par les attributs des services éco-systémiques, soit : le prix du marché, le comportement d'évitement, le coût du transport et le prix hédoniques. Un deuxième groupe de méthode évalue la valeur de non usage indirectement en se basant sur des préférences révélées soit l'évaluation contingente, la contrainte budgétaire, l'analyse conjointe et finalement la réduction des coûts. Ces méthodes ont été comparées à la lumière de leurs forces et faiblesses, des catégories d'impacts AeCV qu'elles traitent et de leur domaine d'application en AeCV. Ainsi selon les auteurs les méthodes des préférences révélées sont très dépendantes du contexte spatial et temporel (Broadman et al. 2008), ce qui leur confère un plus grand potentiel de biais. Cependant, elles ont l'avantage d'offrir un niveau d'abstraction plus accessible que les méthodes de préférences exprimées. Mais ces dernières sont plus génériques et peuvent être appliquées à divers contextes.

Bien que toutes ces méthodes révèlent des lacunes et des incertitudes, seuls les méthodes statistiques telles que l'évaluation contingente, l'analyse conjointe et les prix hédoniques permettent une analyse quantitative de l'incertitude (M. a. Pizzol, 2015). L'analyse contingente est

la plus utilisée, elle consiste en une analyse statistique des données d'enquêtes visant à identifier la valeur attribuée aux biens et services non marchant basée sur des préférences exprimées. De façon plus générale, cette méthode se base sur la variation de la perception d'un individu avant et après un changement pour déterminer la valeur monétaire d'une amélioration ou d'une détérioration (Dupras & Revéret, 2015). Contrairement à l'analyse contingente cette méthode se base sur plusieurs attributs ou options dont les combinaisons sont réalisées par des logiciels afin d'éviter que les options ne soient corrélées. Finalement la méthode des prix hédoniques quant à elle se base sur des préférences révélées. Cette méthode estime la variation de la qualité d'un bien ou un service non marchand pouvant affecter le prix du marché (Dupras & Revéret, 2015).

En termes de compatibilité avec l'AeCV, les auteurs observent une variabilité au sein de ces méthodes. Ainsi, certaines méthodes affichent une faible compatibilité. Par exemple, la méthode des coûts de transport, qui mesure la valeur marginale d'un site en fonction des frais de transport des usagés. Cette méthode se caractérise par une grande spécificité et une dépendance au contexte, ce qui donne un biais de sélection. Autrement dit, le déplacement des usagers vers un site dépend plus de sa proximité que de sa valeur. Il est donc impossible d'extrapoler ses résultats à un ensemble plus large de la population. (Boardman & Boardman, 2008; M. a. Pizzol, 2015)

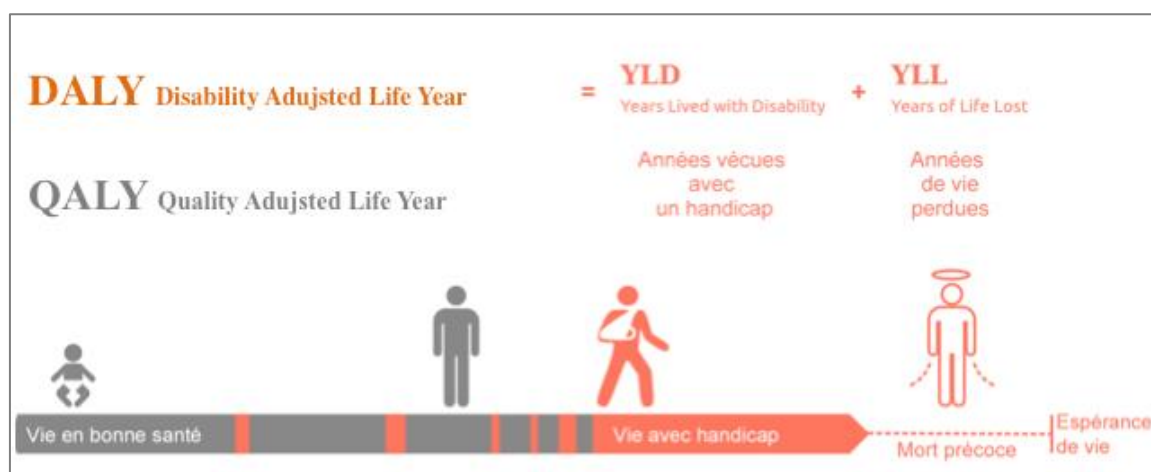
La méthode d'analyse conjointe s'avère être la plus compatible avec l'AeCV, car elle prend explicitement en compte les compromis entre les multiples attributs d'une catégorie d'impact. Ceci constitue un avantage notamment dans le cas d'impacts complexes tels que le bien-être composé de plusieurs attributs tel que la santé, le statut social, etc. (M. Pizzol et al., 2015). Itsubo and Inaba (2012) utilisent cette méthode dans la pondération des catégories dommages de la méthode d'impact LIME 1 et 2. Il est intéressant de noter que cette approche s'ancre dans la théorie d'utilité multi attributs cités ci-haut (Mateo, 2012), ce qui représente un avantage dans la mesure des compromis entre les attributs de l'utilité, mais un inconvénient au niveau de la complexité des questionnaires et du biais lié à la variabilité dans les contraintes budgétaires des répondants. (Boardman & Boardman, 2008; Nijkamp, Vindigni, & Nunes, 2008; D Pearce et al., 2002; M. a. Pizzol, 2015).

Une autre approche qui a retenu l'attention des auteurs en terme de compatibilité c'est la méthode de la contrainte budgétaire. Cette dernière contourne l'incertitude liée à la variabilité des moyens monétaires des répondants en évaluant une contrainte budgétaire sur la base du PIB potentiel par

habitant. Il faut noter qu'elle ne se base pas sur la volonté exprimée du WTP, mais plutôt sur le principe d'équilibre budgétaire. Sa principale source d'incertitude est dans le calcul du PIB potentiel par habitant (M. a. Pizzol, 2015; Weidema, 2009). Son application en AeCV se limite à l'évaluation de la valeur marginale d'une année de vie pondérée par la qualité (*Quality Adujsted life Year, QALY*), dans la méthode *Stepwise 2006* de Weidema et al. Cette dernière approche est celle qui obtient le meilleur score dans l'analyse comparative de M. a. Pizzol (2015).

La méthode Stepwise 2006

Plus concrètement Weidema donne une valeur monétaire à chacun des indicateurs de dommage soit la santé humaine, la qualité des écosystèmes et les ressources en utilisant le concept de bien-être exprimé en QALY. Autrement dit, le revenu moyen annuel à plein potentiel de bien être équivaut à la valeur d'un QALY. Tout d'abord, l'indicateur QALY est utilisé depuis les années 70 pour l'évaluation des interventions en santé publique. Il est calculé en corrigeant l'espérance de vie avec le nombre d'années à plein potentiel de qualité de vie (Sassi, 2006). Il faut noter qu'il a été développé dans le même cadre conceptuel que le DALY (figure 2-5). Cependant, ce dernier diffère du QALY, car il mesure l'impact des maladies (*disease burden*) en évaluant le nombre cumulatif d'années perdues suite à une la maladie, un handicap ou une mort prématurée (figure 2-5). Donc, le premier indicateur mesure un état positif en année gagnée en bonne santé, alors que le deuxième mesure un état négatif en année perdue à cause d'une faible qualité de vie (Sassi, 2006).



Adapté de *The Institute of Applied Health Sciences, University of Aberdeen*, page visitée le 28/06/17 <https://www.abdn.ac.uk>

Figure 2-5 Cadre conceptuel des indicateurs QALY et DALY

La méthode *Stepwise 2006* calcule le revenu moyen idéal à partir du PIB réel par habitant des États Unis, qui est estimé à 34 000 \$US pour l'année 2003. Par la suite, il extrapole la productivité idéale en multipliant la productivité réelle par un facteur de productivité idéale estimé par l'auteur à 1,87. Ce facteur prend en compte les pertes de productivités liées au chômage, à la précarité des emplois, à la santé humaine, aux barrières commerciales et à l'éducation. Appliqué au PIB réel il donne une productivité annuelle idéale de 74.000 euros (2003), avec une marge d'erreur de 62.000 euros à 84.000 euros. Cette productivité représente 1 QALY soit une année de vie à plein potentiel.

Pour ce qui est de l'indicateur de la qualité des écosystèmes nommé *Biodiversity Adjusted Hectare Year* (BAHY), il est exprimé en QALY en proposant une équivalence entre la valeur d'une année de vie en plein potentiel et la protection de la biodiversité sur un certain nombre d'hectares. Il faut noter que l'indicateur BAHY correspond à 1 PDF.hectare.an (voir équation 2). Pour créer une équivalence entre BAHY et QALY les auteurs divisent la valeur approximative du nombre global d'hectares par année des écosystèmes terrestres estimés à 13×10^9 hectares par la population humaine mondiale estimée à $6,2 \times 10^9$ habitants, ce qui donne un ratio de 2.1 BAHY pour 1 QALY (équation 1). Utiliser ce ratio revient à considérer une pondération égale entre la protection de l'ensemble de l'humanité et la protection de l'ensemble des espèces de la planète.

$$\text{Équation (1)} \quad R = \frac{NB \text{ ha/année}}{P} = \frac{BAHY}{QALY} = 2,1$$

NB ha/année : nombre global d'hectares par année des écosystèmes terrestres

P : population humaine mondiale

R : ratio de conversion

$$\text{Équation (2)} \quad BAHY = PDF \cdot ha \cdot an = PDF \cdot m^2 \cdot an \times 1000$$

PDF : « *Potentially Disappeared Fraction* » quantifie la disparition potentielle des espèces

Cependant, pour s'adapter à la perspective anthropocentriste dominante les auteurs ajustent ce ratio à l'objectif de conservations de la biodiversité de 10% ratifiée lors de la convention sur la diversité biologique. Comparé à l'objectif de conservation de la vie humaine de 100%, ceci donne un facteur d'ajustement de 10. Il en résulte une relation de 21 BAHY pour 1 QALY. Un QALY étant égal à 74.000 euros, 1 BAHY est donc égal à 3500 euros.

Pour ce qui est de l'indicateur dommages des ressources, il est défini en perte de productivité exprimée en dollars supplémentaires nécessaires à l'extraction future des ressources. Dans cette démarche Weidema s'inspire du travail de Itsubo, Sakagami, Washida, Kokubu, and Inaba (2004) qui ont utilisé la méthode d'analyse conjointe dans la pondération des indicateurs dommages de la méthode d'impact LIME.

La méthode Stepwise 2006 présente deux limites, premièrement les choix arbitraires tels que le facteur 10 pour la correction du ratio BAHY/QALY ce qui revient à considérer comme acceptable de faire disparaître 90% des espèces de la planète pour le maintien d'une humanité intacte, cette approche anthropocentrique est très discutable, deuxièmement le choix du contexte nord-américain pour l'estimation d'un revenu idéal, que l'auteur justifie par la première place détenue par les ÉU en terme de PIB dans le monde. Il faut noter que le choix du PIB comme mesure de bien-être a été critiqué par plusieurs scientifiques qui ont remis en question cet indicateur notamment dans le fameux rapport Stiglitz, Sen, and Fitoussi (2009). Par ailleurs, la méthode ne propose pas de valeur monétaire pour la catégorie de dommage du réchauffement climatique qui est considérée dans certaines méthodes d'évaluation des impacts du cycle de vie comme IMPACT 2002+.

Cependant, les facteurs de sévérité proposés par De Schryver, Brakkee, Goedkoop, and Huijbregts (2009) peuvent être utilisés pour convertir l'impact des changements climatiques en dommage sur

la santé humaine et la qualité des écosystèmes. Ces facteurs de sévérité sont estimés à $3,68 \times 10^{-6}$ DALY/kg CO₂eq pour la santé humaine et à $8,05 \times 10^{-1}$ PDF.m².yr/kg CO₂eq pour la qualité des écosystèmes. Cette estimation est calculée à partir des facteurs de caractérisations. Le point de départ est la variation en émission des gaz à effet de serre qui est convertie en variation de concentration dans l'atmosphère, qui à son tour permet de calculer la variation du forçage radiatif. Les auteurs ont utilisé le modèle climatique IMAGE 2.2 pour calculer le facteur de sensibilité à la température, ce qui a permis de traduire la variation du forçage radiatif en variation de température. Grâce aux études de Ezzati, Lopez, Rodgers, and Murray (2004) et de McMichael, Woodruff, and Hales (2006) qui ont dérivé les risques du réchauffement climatique relatifs aux enjeux de santé tel que la malnutrition, la diarrhée, la malaria, les inondations et le stress thermiques de 1990 à 2030. De Shryver et al. (2009) ont put traduire la variation de température en variation de risque pour la santé, ce qui leur a permis d'arriver à un facteur de conversion pour le DALY. En ce qui concerne la qualité des écosystèmes, le facteur calculé relie la variation de la température globale avec la variation des espèces disparues. Pour ce faire les auteurs se sont basés sur les travaux de Thomas et al. (2004), qui a calculé les risques d'extinction des espèces liée au changement de température par région.

2.5.2 Éco-efficience

Tout d'abord il est important de préciser le sens épistémologique d'efficience qui diffère de la notion d'efficacité. Le premier terme fait référence à l'optimisation des ressources dans la production d'un bien ou d'un service ; alors que le deuxième terme signifie la mobilisation des ressources nécessaires à l'atteinte d'un objectif. Donc, l'efficience se mesure par la relation entre les ressources utilisées et le résultat obtenu, alors que l'efficacité s'évalue simplement par l'atteinte ou pas d'un objectif cible (Pigé & Cappelletti, 2016).

L'éco-efficience (EE) est quant à elle une stratégie d'opérationnalisation du développement durable destinée, dans un premier temps, aux entreprises. D'ailleurs l'une des premières définitions formelles est donnée par le WBCSD, qui la définit comme suit « *eco-efficiency is achieved through the delivery of competitively priced goods and services that satisfy human needs and bring quality of life while progressively reducing environmental impacts of goods and resource intensity throughout the entire life-cycle to a level at least in line with the Earth's estimated carrying* ».

capacity. » (Stigson, 2000). Ce concept fut popularisé par Schmidheiny (1992) dans son livre *Changing the course*, qui en fait la promotion comme une pratique managériale visant à produire plus en utilisant moins.

Huppès and Ishikawa (2005) dans leur article portant sur les terminologies associées à ce concept différencient la définition formelle de la définition empirique. Ainsi la définition formelle fait référence à la définition usuelle donnée par le WBCSD, et la définition empirique fait référence au ratio entre l'impact environnemental et l'indicateur économique. C'est sur le choix de ces variables constitutives de l'EE que se concentre leur réflexion. Ils dénombrent quatre types d'éco-efficience. Premièrement, la productivité environnementale (*environmental productivity*) qui mesure la valeur par unité d'impact environnemental. Deuxièmement, l'amélioration des coûts (*improvement cost*) qui mesure le coût supplémentaire par unité d'impact environnemental réduit. Dans ces deux situations, le ratio est exprimé par l'indicateur économique (coût ou valeur) divisé par l'indicateur environnemental. Troisièmement, l'intensité environnementale (*environmental intensity*) qui mesure l'impact environnemental par unité de valeur produite. Quatrièmement, l'efficacité du coût environnemental (*environmental cost-effectiveness*) qui mesure l'amélioration environnementale par unité de coût. Ces deux dernières options expriment leur ratio en divisant l'indicateur environnemental par l'indicateur économique.

Donc, il devient évident que, selon l'objectif et le contexte de l'évaluation de l'éco-efficience, ses variables diffèrent et la position de l'environnement et de l'économie varie du numérateur au dénominateur. De plus, selon l'objectif de mesurer l'intensité ou l'amélioration environnementale, les coûts additionnels ou la création de valeur, cela occasionne un changement dans les signes des indicateurs, ce qui peut rendre l'interprétation complexe (Mami, 2015). Cette variété d'approches nécessite donc un cadre d'interprétation précis et cohérent (Huppès & Ishikawa, 2007), ainsi que l'utilisation d'un même indicateur dans la comparaison des alternatives tel que prescrit par la norme ISO 14 045.

Tableau 2.1 Les quatre types d'éco efficacité Huppès (2005)

	Production	Amélioration environnementale
Économie / environnement	Valeur de production par unité d'impact environnemental = productivité environnementale	coût par unité de réduction impact environnemental = coût d'amélioration environnementale
Environnement / économie	Impact environnemental par unité de production = Intensité environnementale	Amélioration environnementale par unité de coût = Coût-efficacité environnementale

L'éco-efficience peut s'appliquer au niveau de prise de décision micro et macro. Au niveau micro, on dénombre trois approches. L'approche incrémentale qui compare les alternatives sur la base leur valeur économique et leur impact environnemental total. L'approche gagnant-gagnant dont la comparaison d'alternative, se faire sur la base d'une référence choisie, la limite dans ce cas étant la performance dépend du choix de la référence qui pourrait ne par être pertinente . Finalement, l'approche marginale qui est semblable à l'approche précédente, mais qui utilise un facteur de compromis entre la valeur économique et l'impact environnemental (Huppès & Ishikawa, 2007).

Quantification de l'éco-efficience

Bien que l'application de l'éco-efficience reste contextuelle et qu'il n'existe pas de méthode universelle, la norme ISO 14 045 émet des lignes directrices pour encadrer sa quantification. Elle suggère une démarche en 5 étapes : la définition des objectifs et du champ d'étude tel que prescrit par la norme ISO 14 044 (unité fonctionnelle, frontière du système, choix des indicateurs, de la méthode d'impact pour l'évaluation environnementale et du système de valeur, les allocations et l'interprétation), l'évaluation des impacts environnementaux, l'évaluation du système de valeur économique, la quantification de l'indicateur d'EE et finalement l'interprétation.

Quantification du volet environnemental

L'AeCV est la méthode appropriée pour l'évaluation du volet environnemental. La norme 14 045 propose trois approches soit l'utilisation des résultats d'inventaires, des catégories d'impact, ou d'indicateur unique. Ce dernier cas est limité pour les décisions internes, et il se révèle être le plus utilisé au niveau de la littérature. La pondération et la normalisation représentent le principal enjeu

dans ce cas, à cet effet la norme suggère la méthode de normalisation de Norris (2001) et les facteurs de pondération de (Kicherer, 2007); Saling et al. (2002). Norris (2001) regroupe la normalisation en deux types : interne par rapport au scénario de base et externe par rapport une référence externe nationale ou régionale.

Kicherer (2007); Saling et al. (2002) utilisent une méthode d'éco-efficience développée pour BASF, une multinationale spécialisée dans les produits chimiques. Leur méthode de pondération se fait en deux étapes. Premièrement le facteur social obtenu par un panel d'expert et des sondages publics. Deuxièmement, le facteur d'importance qui exprime l'importance de chaque impact par rapport aux impacts totaux à l'échelle nationale. La multiplication des facteurs donne un facteur de pondération. Dans le cas de Kicherer (2007) la pondération est simplifiée à un seul facteur social dont la source ne s'est pas précisée. La méthode de pondération de BASF est remise en question par Dyckhoff, Quandel, and Waletzke (2015) à la lumière de la théorie d'indépendance des alternatives non pertinentes. Cette dernière stipule que le choix entre deux options ne peut être influencé par une troisième (Eisenführ, Langer, Weber, Langer, & Weber, 2010).

Une autre approche de pondération celle de Hellweg, Doka, Finnveden, and Hungerbühler (2005) utilise les méthodes d'impact Éco Indicator 99 et Ecological scarcity pour calculer un score unique. La première méthode possède trois catégories de dommages (santé humaine, qualité des écosystèmes et ressources) qui font l'objet d'une pondération externe suivi d'une pondération avec 3 facteurs de pondération exprimant trois perspectives (hiérarchique, individualiste et égalitariste). La deuxième méthode applique une approche distance par objectif avec un facteur de réduction, qui se base sur des objectifs définis par les politiques. Rüdener, Gensch, Griebhammer, and Bunke (2005) utilisent eu aussi l'approche de distance par objectif avec un facteur de réduction corrigé par le temps restant pour l'atteinte de l'objectif.

T. Oka, Ishikawa, Fujii, and Hupples (2005) quant à eux utilisent la méthode « *maximum abatement cost* » qui pondère les impacts environnementaux par le coût dépensé ailleurs dans la société pour la réduction d'une unité d'impact. Cette méthode permet d'avoir un indicateur environnemental agrégé en unité monétaire. Cependant, les politiques de réductions adressent en général plusieurs substances ce qui rend difficile l'application de cette méthode (Mami, 2015).

Il faut noter qu'il est possible d'éviter la pondération en utilisant directement des catégories d'impact dommage, tel que suggéré par la norme ISO 14 045. Cette option est très utile notamment dans l'absence d'objectif de réduction. Woon and Lo (2016) a utilisé l'indicateur dommage santé humaine (DALY) de la méthode Éco Indicator 99 pour évaluer le volet environnemental pour mesurer l'éco-efficience d'un système municipal de traitement des déchets solides. Il y aussi la méthode de monétarisation Stepwise 2006 présentée précédemment qui utilise aussi les dommages sur la santé humaine pour convertir les impacts en valeur monétaire.

Quantification du volet économique

La norme ISO 14 045 laisse un large choix quant la définition de la valeur économique, qui est très spécifique au contexte de l'étude et à la question posée. Néanmoins, l'AcCV s'avère un outil optimal pour accompagner l'AeCV dans une perspective de cycle de vie (Hunkeler & Rebitzer, 2008), et elle est très appropriée pour la longue durée de vie des bâtiments. Plusieurs études intègrent l'AcCV pour quantifier le volet économique et adoptent la différence des coûts entre les alternatives comme indicateur de valeur (Hellweg et al., 2005; Kicherer, 2007; Michelsen, Fet, & Dahlsrud, 2006; T. Oka et al., 2005; Woon & Lo, 2016)

Interprétation des modèles d'éco efficience

Le cadre d'interprétation des indicateurs d'éco-efficience est très important (ISO 14 045), et il dépend de l'approche et de l'indicateur choisis. Ainsi les indicateurs à score unique sont critiqués pour leur manque de transparence quant au compromis existant entre l'environnement et les coûts d'une part, et la complexité d'interpréter les signes de l'indicateur selon qu'on vise à maximiser ou minimiser le dénominateur ou le numérateur (Mami, 2015). C'est le cas de Hellweg et al. (2005) qui exprime l'éco efficience sous forme d'un score unique calculé en divisant l'indicateur de l'amélioration environnementale par le coût additionnel des alternatives par rapport au scénario de base. La classification des alternatives se fait en fonction du meilleur score environnemental.

BASF contourne la problématique en proposant un portfolio d'éco efficience sous forme d'un diagramme YX. Les scores uniques d'impact environnemental et de coût une fois normalisés et pondérés représentent chacun les coordonnées du diagramme XY tel qu'illustré à la figure 2-6. La normalisation interne (par rapport au scénario de base) explique l'intersection des coordonnées à 1. Il est important de comprendre que dans ce graphique le compromis est de 1 pour 1, il serait

représenté par la droite qui passe par l'origine et qui est perpendiculaire à la droite en noir visible sur la figure 2-6. Tous les scénarios situés sur cette ligne ont la même éco efficacité, et tous les scénarios à droite de cette ligne sont plus éco efficaces que les scénarios à gauche. Ainsi le l'alternative α est plus éco efficace que l'alternative β . Cette illustration permet une interprétation plus rapide et plus simple. Cependant il subsiste la limite de la dépendance au scénario de référence ce qui ne permet pas de situer la performance par rapport à un optimum qui permettrait de relier le micro au macro.

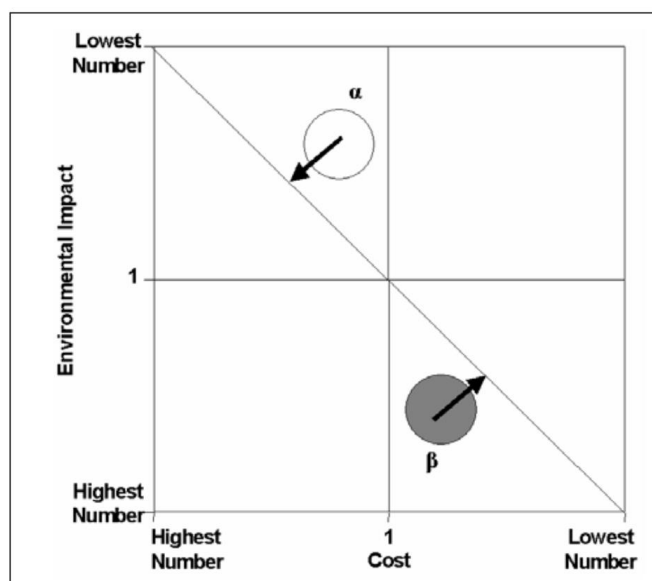


Figure 2-6 Portfolio d'éco efficacité BASF Kicherer et al. (2007)

Afin de répondre à la dépendance aux choix de la référence, Hupples and Ishikawa (2007) propose un compromis basé sur un ensemble de solutions optimales non dominées dans son approche d'éco efficacité marginale. Celle-ci se base sur le principe de l'optimum de Pareto dans le calcul d'un ensemble d'alternatives optimales pour lesquelles il n'est pas possible d'augmenter ou de baisser la performance environnementale sans une augmentation des coûts. Cela s'exprime graphiquement en une courbe hyperbole qui constitue la frontière des possibilités appelée le front de Pareto sur laquelle se situent l'ensemble des alternatives optimums possibles (Kuosmanen & Kortelainen, 2005; Quariguasi Frota Neto, Walther, Bloemhof, van Nunen, & Spengler, 2009).

Quariguasi Frota Neto et al. (2009) dénombrent trois façons de calculer le front de Pareto illustrées à la figure 2-7. Premièrement la méthode du ratio unique, ou *Single Ratio Methodology*, qui se base sur d'un ratio obtenu par une analyse d'enveloppement de donnée (AED). L'AED est une approche d'optimisation non paramétrique pour l'évaluation de la performance des entreprises et des institutions. Dans le ce cas les alternatives servent d'intrant au modèle dans le calcul des combinaisons possibles pour l'obtention du ratio optimum (Kobayashi, Kobayashi, Hongu, & Sanehira, 2005; Scholz & Wiek, 2005). Deuxièmement, la méthode de la préférence structurée, ou *Preference Structure Method*, qui fait aussi partie des analyses de type AED, elle se distingue de la première approche par l'utilisation de la pondération pour le calcul des solutions optimales. Plus concrètement, elle fait varier les pondérations pour explorer les solutions optimales (Krikke, Bloemhof-Ruwaard, & Van Wassenhove, 2003). Troisièmement, la méthode multi objective, développée par Quariguasi Frota Neto et al. (2009), cette méthode statistique vise à calculer un ensemble de solutions optimales basées sur plusieurs critères identifiés par les preneurs de décision.

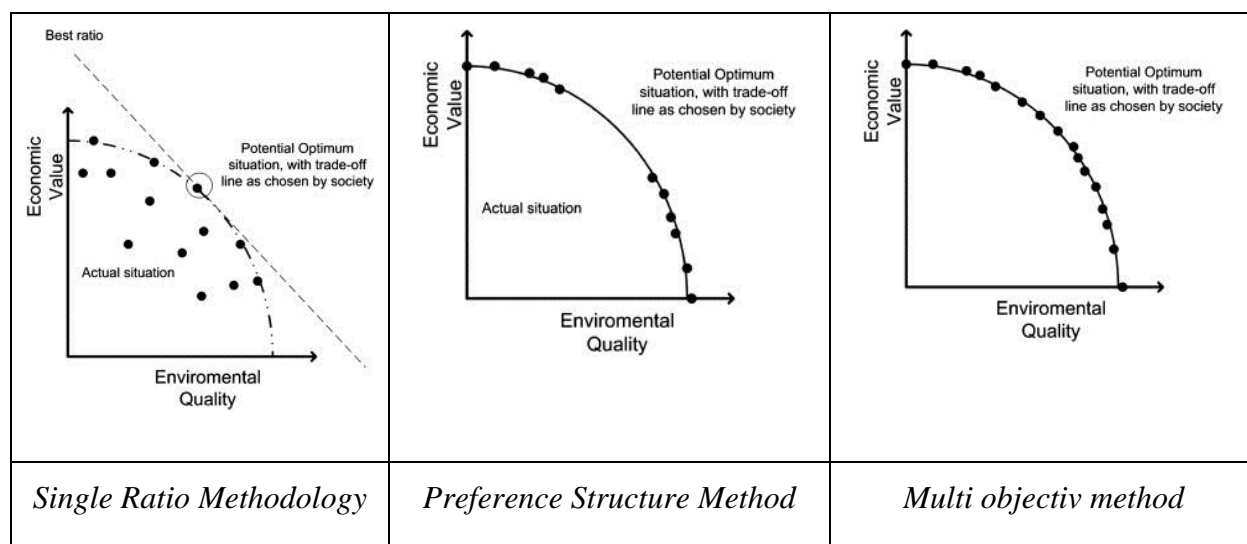


Figure 2-7 Illustration des trois méthodes de calcul du front de Pareto par Quariguari Frota Neto et al. (2009)

Ces méthodes de calcul sont populaires dans les secteurs des transports, de l'optimisation des chaines logistiques et d'approvisionnement, elles nécessitent des logiciels de modélisation de calcul statistique nécessitant une grande quantité de données.

Enjeux méthodologiques

Selon Huppès and Ishikawa (2007) le plus grand défi pour atteindre un développement durable à l'échelle globale en respectant les limites et objectifs fixés à cette échelle, c'est de relier l'impact environnemental par unité de valeur créée par des activités à une échelle locale (production, consommation, gestion des déchets, etc.) à un objectif global ou à une limite environnementale planétaire. Car toutes les activités humaines ne sont pas forcément polluantes d'une part, et d'autre part il est des fois difficile de quantifier l'impact ou la valeur ajoutée d'une activité (par exemple les activités de natures culturelles) alors que d'autres activités sont très polluantes (comme l'extraction minière par exemple). Ceci rend impossible l'application des mêmes normes et exigences d'éco efficacité sur l'ensemble des activités, donc elles doivent être spécifiques à chaque activité tout en participant à l'atteinte des objectifs de durabilité globale.

Ils définissent l'éco efficacité comme un outil d'analyse pour la durabilité qui indique une relation empirique entre la valeur d'un produit (utilité, coût ou valeur ajoutée) et l'impact environnemental. Celle-ci peut être mise en relation avec des considérations normatives, ce qui pose la question suivante : quel niveau de dégradation environnementale sommes-nous prêts à accepter par unité de bien-être économique ? Dans le cas d'un scénario ayant un moindre impact environnemental pour une valeur égale ou supérieure à celle du scénario de base, le choix est facile et une évidence même. Toutefois, dans le cas d'une option représentant un avantage économique, mais un désavantage environnemental par rapport au scénario de base, la question précédente du compromis environnement vs économie prend tout son sens. Il doit y avoir une référence permettant de tracer la ligne du compromis, ce qui ramène à la problématique de faire le lien entre l'éco efficacité à l'échelle micro et l'atteinte d'une éco efficacité globale. Gjalt et Huppès abordent la discussion du facteur de compromis appelé le facteur X. Dans l'article de Huppès and Ishikawa (2007) ce facteur est défini comme le nombre d'unités d'amélioration environnementale par unité de produit soit le

$$\text{facteur } X = \frac{\text{Nb de d'unités d'amélioration de la valeur d'un produit}}{\text{Nb de d'unité d'amélioration environnementale}} ;$$

donc pour une éco efficacité élevée le facteur doit augmenter pour achever un découplage de la production et des impacts environnementaux. Cependant, un facteur aussi ambitieux que 10 étalé sur 40 ans et qui représente une amélioration environnementale annuelle de 6% par unité de produit est vite anéanti par une croissance de la consommation de 4% et donc réduit à un facteur 2 sur 40 ans. Ils en déduisent que

ce n'est pas tant que le concept d'éco efficience qui est obsolète, mais plutôt que l'éco efficience à l'échelle micro qui est quantitativement insuffisant pour l'atteinte des objectifs globaux.

Au niveau de la quantification de l'impact environnemental, l'enjeu méthodologique c'est la spécification et l'agrégation des indicateurs environnementaux tout en prenant en compte toute l'information pertinente pour arriver à un score unique final, deux façons apparaissent le *maximum abatement cost* (MAC), ou en se basant sur le jugement de valeur et les préférences. On note deux types de préférences, la préférence collective d'une part qui peut découler des consensus et des cibles énoncées dans les politiques publiques, ou peut être révélée par le coût socialement accepté pour l'implantation de la politique.

Cependant, il y a souvent une déconnexion entre les cibles fixées dans ces politiques et les moyens entrepris pour l'atteinte des objectifs. L'application des protocoles tel que Kyoto par certain pays ou la projection des coûts hypothétiques et de technologies hypothétiques, résulte en une surestimation des coûts, ce qui fini par ne pas passer le test du coût socialement acceptable. De l'autre part il y a la préférence individuelle basée sur le *willingness to pay* ou sur les prix hédoniques. Le *willingness to pay* est ancrée dans la théorie économique du bien-être individuel basé sur les critères d'utilité. La situation optimale y est décrite comme un équilibre où les utilités individuelles ne peuvent être améliorées sans nuire aux autres, soit l'optimum de Pareto. Cette approche est facilement applicable dans les domaines où il est facile de comparer les décisions individuelles.

CHAPITRE 3 PROBLÉMATIQUE ET OBJECTIFS

A la lumière de la revue de littérature, le secteur du bâtiment semble offrir une opportunité de changement des modes de construction, de consommation et d'occupation à travers les bâtiments durables. Cette transition se traduit notamment par une augmentation du nombre de bâtiments durable à l'échelle globale (Council., 2014). Cependant, cette transition pour qu'elle soit effective doit non seulement se produire à différentes échelles, elle doit aussi être holistique et intégrer les trois piliers du développement durable (Gibbs & O'Neill, 2015). Donc, la nouvelle conjoncture de plus en plus favorable aux bâtiments durables favorise l'émergence d'un grand nombre de certifications, d'outils et de techniques de construction. Malheureusement, ces derniers se limitent encore trop souvent à l'aspect environnemental et/ou énergétique, ce qui rend difficile la prise de décision, car un bâtiment durable par définition ne se limite pas à une performance environnementale (UNEP, 2012).

La nature hautement spécifique au contexte des bâtiments nécessite un point d'ancrage pour notre étude. C'est ainsi que dans le cadre de ce mémoire on se penche sur une étude de cas le « Projet K » de la SHQ. Ce projet de démonstration qui vise la comparaison de deux bâtiments locatifs à structure légère et à structure CLT s'est basé sur une analyse environnementale du cycle de vie afin d'aider à la sélection du meilleur scénario. Cette analyse a conclut à la similarité des deux profils environnementaux. Étant donné que ce projet vise à déterminer la pertinence environnementale de l'utilisation des structures de CLT dans les logements sociaux à plus grande échelle, et qu'elle dans une stratégie plus globale de promotion des produits du bois dans la construction au Québec, il est nécessaire d'inclure un critère supplémentaire à l'analyse comparative. La limite des budgets disponibles pour la construction des logements sociaux rend la considération des coûts à long terme et tout au long du cycle de vie des bâtiments important dans la sélection des alternatives. Ceci explique la raison pour laquelle ce mémoire se penche sur l'intégration des impacts environnementaux et économiques. Il faut noter qu'il y a différentes façons d'intégrer un indicateur économique et un indicateur environnemental. Il est possible de les analyser en parallèle de façon séparée sous forme d'un tableau de bord ; ou de les mettre en relation tout en gardant les

unités séparées sous forme d'un portfolio d'éco-efficience ; ou comme dernières options, ramener les deux indicateurs à une même unité via la monétarisation.

Cependant à la lumière de la revue de littérature il subsiste bon nombre d'enjeux en lien avec l'intégration cohérente entre l'AcCV environnementale et l'AeCV, les rares études ayant tenté une intégration environnementale et économique du bâtiment n'ont pas appliqué à proprement dit l'AcCV environnementale, mais plutôt la version conventionnelle qui n'est pas forcément cohérent avec l'AeCV. De plus, pour ce qui est des méthodes d'intégration telle que l'AcCV sociétale qui se base sur la monétarisation. Cette dernière est très embryonnaire, et la revue de littérature n'a identifié aucune application de cette méthode dans le domaine du bâtiment.

Donc, l'objectif général de cette étude est de proposer une approche opérationnelle pour faire une analyse intégrée des coûts et des impacts environnementaux dans le contexte décisionnel de comparaison entre le bâtiment à structure légère et celui à structure CLT. La similarité de la performance énergétique des deux bâtiments permet d'émettre une hypothèse de départ sur la similarité des profils écologiques des deux. Cette hypothèse se base sur les nombreuses études et évaluations révélant l'importance de la consommation énergétique sur le bilan environnemental des bâtiments (Singh, 2010).

La réalisation de cet objectif est segmentée en deux sous-objectifs.

(1) Réalisation et comparaison d'une AcCV environnementale de deux bâtiments locatifs comptabilisant l'ensemble des coûts privés assumés par l'ensemble des acteurs depuis la planification jusqu'à la fin de vie des bâtiments.

(2) Intégration des cadres AcCV et AeCV pour la comparaison de scénarios à l'aide d'une méthode d'éco-efficience et d'une AcCV sociétale. Les scénarios de comparaisons se déclinent comme suit :

a) Comparaison des deux bâtiments locatifs

b) Comparaison d'une série de scénarios de mitigation, qui consistent en plusieurs options basées sur les recommandations de l'AeCV, ainsi que le scénario CLT comparativement à l'option de base.

Cette approche se veut un outil pragmatique d'aide à la décision pour prioriser les choix.

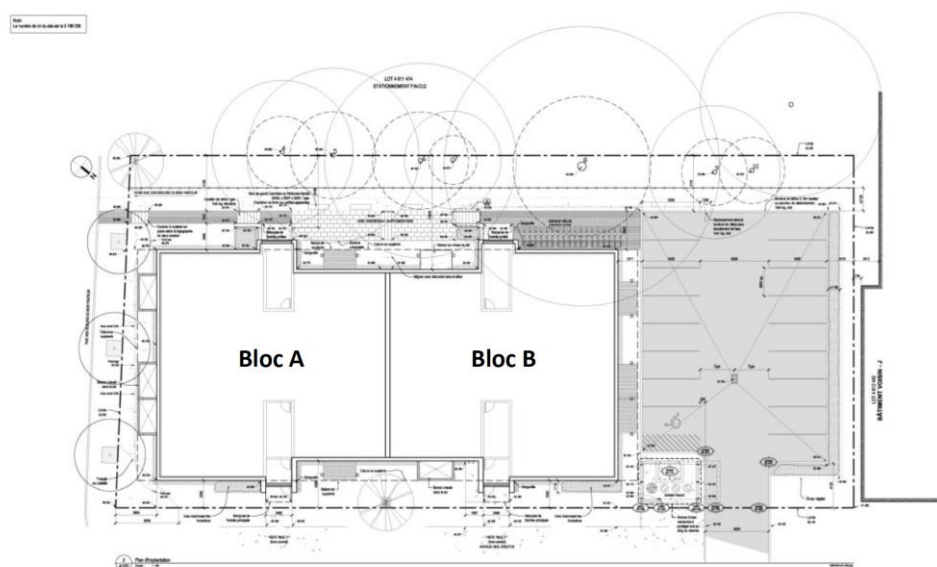
CHAPITRE 4 LA MÉTHODE

4.1 La démarche

Cette section est divisée en quatre sous-sections, premièrement une brève description de l'étude de cas à la section 4.2, suivi du champ d'études à la section 4.3. Cette section définit l'unité fonctionnelle, les frontières du système et les règles d'allocation sur lesquelles se base l'ensemble des méthodes appliquées dans le cadre de cette étude. Il s'en suit les deux sections les plus importantes soit la méthode d'AcCV environnementale (section 4.4) qui a été retenue pour répondre à l'objectif de l'étude ; et la section 4.5 pour les méthodes d'intégration environnementale et coûts. Cette dernière section comprend la comparaison des deux bâtiments locatifs avec un tableau de bord, suivi de la méthode d'AcCV sociétale et de la méthode d'éco-efficience.

4.2 Description de l'étude de cas

Tout d'abord, l'étude de cas consiste en un projet de démonstration d'habitations communautaires abordables (programme accès logis) à basse consommation d'énergie réalisée par l'Office Municipal d'Habitation de Québec (OMHQ) en collaboration avec la Société d'Habitation du Québec (SHQ). Cette démonstration se situe géographiquement dans le quartier Saint Sacrement, plus précisément dans le complexe immobilier *la cité verte*. Les deux bâtiments sont mitoyens, l'un avec une structure en ossature de bois qui représente le scénario de base et l'autre avec une structure en panneau de bois lamellé croisé (CLT). Toutefois, les deux blocs présentent des caractéristiques similaires en termes de superficie habitable (1512,3 m²), d'élévation (4 étages), d'occupation (20 unités par bloc) et de performance énergétique. Ils sont chauffés via un système centralisé de chauffage à la biomasse construit pour la Cité verte et desservant plusieurs bâtiments sur le site.



Plan du site des bâtiments du « projet K » fourni par la firme d'architecture bmd inc.



Vue 3D des deux bâtiments

Figure 4-1 Plan et modèle 3D des deux bâtiments de l'étude de cas

4.3 Champ d'études

Le champ d'études comprend la fonction et l'unité fonctionnelle (UF), les frontières du système et les règles d'allocation. Le premier objectif spécifique de cette de l'étude étant de comparer de façon cohérente les profils AeCV et AcCV des deux bâtiments, l'unité fonctionnelle, les frontières du système et les règles d'allocation sont les mêmes pour les deux méthodes d'analyse. De même pour le deuxième objectif qui vise l'application des méthodes d'intégration d'éco efficacité et de monétarisation, la cohérence est maintenue entre les deux volets AeCV et AcCV quant à l'UF, les frontières et les allocations.

Unité fonctionnelle et flux de référence

L'unité fonctionnelle est la référence à laquelle se rapporte le calcul des flux de référence physiques et monétaires nécessaires à l'accomplissement de cette fonction. La mise en relation cohérente des résultats de coûts et d'impacts environnementaux, implique que l'unité fonctionnelle soit identique pour les deux analyses. Il faut noter que dans le cadre de cette étude les autres fonctions relatives à l'aménagement des quartiers, à la mobilité urbaine, aux îlots de chaleur, à la qualité d'air intérieur et au confort des usagers, etc. ne sont pas prises en considération.

L'analyse étant de nature comparative il est important de définir clairement la fonction des systèmes comparés. Les deux bâtiments ont la fonction commune de loger confortablement des résidents bénéficiant du programme de logement accès Logis de la SHQ. C'est sur la base de cette fonction que l'on choisit l'unité fonctionnelle, définit comme suit :

« Assurer un espace de vie confortable pour ses habitants, sur la durée de vie utile du bâtiment de 75 ans, dans un immeuble résidentiel de quatre étages et 20 unités, construites à dans la ville de Québec en 2014-2015 ».

Les flux de référence représentent la quantité de matière et d'énergie nécessaires à l'accomplissement de la fonction étudiée. Ces flux sont détaillés à l'annexe A pour l'AeCV. Ces mêmes flux sont utilisés pour estimer une partie des flux monétaires qui composent l'inventaire de l'AcCV environnementale, comme l'énergie durant la phase d'usage, le remplacement de certains matériaux et la consommation d'eau.

Frontières du système

Cette étape permet d'identifier les processus et les étapes incluses dans l'analyse. Il faut noter que dans le cas de cette étude aucun critère d'exclusion n'a été utilisé, toutes les données disponibles ont été prises en compte. Les frontières géographiques sont modélisées selon la réalité québécoise grâce à l'utilisation du bouquet électrique québécois dans les processus évalués par l'analyse environnementale. Mais ces données peuvent être sujettes à des variations dans le temps.

Pour une intégration cohérente, l'AcCV environnementale considère les mêmes étapes du cycle de vie du bâtiment que l'AeCV, soit l'approvisionnement, la construction, l'utilisation et la fin de vie ; mais les catégories de coûts des processus considérés diffèrent de l'analyse environnementale. En effet, si des processus sont négligeables pour les impacts environnementaux, ces mêmes processus sont comptabilisés pour l'analyse économique sans violer cette condition. Un bon exemple, c'est le processus de planification, qui représente environ 13% des coûts de la construction, mais dont l'impact est négligeable au niveau environnemental. Le schéma suivant détaille les frontières et les processus communs et spécifiques pris en compte par l'étude. Ceci nous amène à parler des frontières temporelles qui relèvent plusieurs défis méthodologiques pour l'intégration de l'AeCV et de l'AcCVe. Les données d'inventaires de l'AeCV sont considérées comme constantes sur tout le cycle de vie du bâtiment. Pour ce qui est l'AcCV, les données sont généralement actualisées afin de ramener les flux monétaires futurs à leur valeur présente nette.

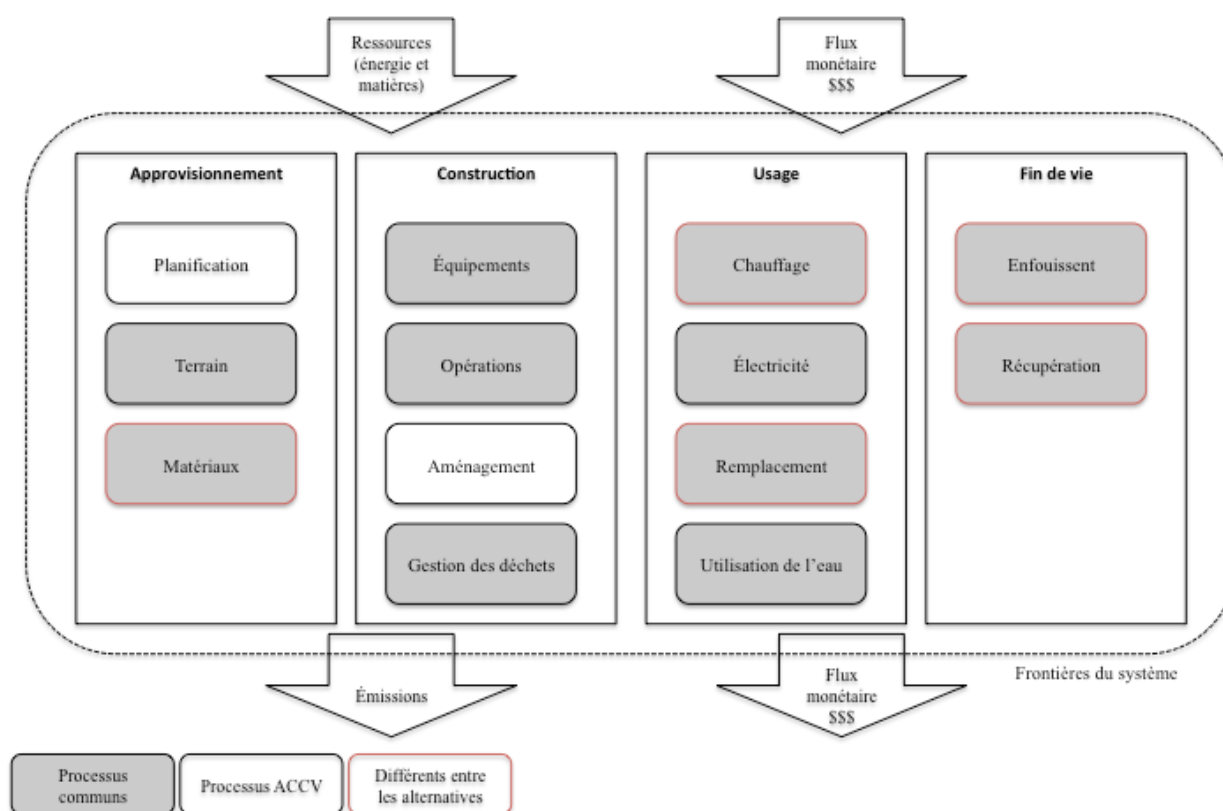


Figure 4-2 Frontières du système analysé

Les règles d'allocations

Au niveau des règles d'allocation, la même exigence est de mise. En plus d'être identiques, elles doivent attribuer les impacts potentiels aux processus, le plus réalistement possible et sans aller à l'encontre des objectifs de l'étude. Selon la norme ISO 14044, l'allocation peut être évitée soit par une division des processus en sous-processus ou par extension des frontières, sauf dans le cas particulier du recyclage.

Dans le cas de cette étude, le recyclage des matières est abordé par l'AeCV avec l'approche « cut-off ». C'est-à-dire, que le crédit du recyclage de la matière n'est pas attribué en fin de vie de celle-ci, mais plutôt à son second cycle. Pour le reste de l'inventaire une allocation économique pour les processus multifonctionnels d'arrière-plan a été retenue, et une allocation massique pour tous les processus en lien avec l'exploitation forestière. Au niveau de l'AcCV environnementale, le coût de traitement de l'eau par la municipalité est alloué au volume d'eau utilisé par les locataires durant

la phase d'usage. Même chose pour la phase de fin de vie, les coûts de récupération et d'enfouissement sont alloués à la quantité et au volume de déchets produits.

4.4 L'AcCV environnementale de deux bâtiments locatifs

Dans cette section de la méthodologie, on décrit les étapes nécessaires à la quantification du coût du cycle de vie du système étudié. Bien que l'AcCV environnementale utilise une méthodologie semblable à l'AeCV, notamment durant l'étape de la définition des objectifs et du champ d'études. La nature des flux comptabilisés, en l'occurrence les flux monétaires, oblige une variation dans la façon de faire. Ainsi l'inventaire des coûts, ne nécessite pas une étape d'évaluation des impacts, car une fois les coûts catégorisés, ils sont agrégés en un seul indicateur final, le coût total du cycle de vie.

Inventaire des coûts du cycle de vie

L'inventaire économique consiste à déterminer les flux monétaires aux différentes étapes du cycle de vie du système étudié. Dans le cadre de cette étude, on favorise les données primaires issues de la collecte de donnée directe et l'année de référence est fixée à l'année de construction des bâtiments, soit 2015. Les données relatives aux quantités de matériaux à remplacer et à l'énergie consommée durant la phase d'usage sont directement reprises des données de l'AeCV, ce qui assure une cohérence. Le tarif de l'énergie est, quant à lui, disponible auprès des fournisseurs tels qu'Hydro-Québec pour l'électricité (Hydro-Québec, 2016), et Poly-Énergie pour le chauffage. Les autres données économiques primaires ont été collectées directement auprès de la SHQ et de l'entrepreneur Nova construction. La soumission de ce dernier est la source principale pour l'estimation des coûts de la phase de construction. Pour les données de coûts non disponibles, elles sont complétées en consultant la littérature scientifique et les publications institutionnelles, par exemple pour les coûts de traitement de l'eau et de disposition des déchets.

Pour les données n'ayant pas de source, l'étude fait appel à des données secondaires, par exemple le coût de la planification qui est fixée à 13% environ du coût total de construction. Ces sources et hypothèses sont détaillées dans le tableau suivant.

Tableau 4.1 Principales sources de données et hypothèses de l'inventaire économique

Catégories et sous-catégories de coût		Hypothèses	Sources
Approvisionnement	Coût foncier		Collecte de donnée SHQ
	Matériaux	On tient pour acquis que les prix de la soumission n'augmenteront pas entre le dépôt de la soumission et l'achat réel des matériaux	Soumission de la firme Nova Construction
	Planification	Le Guide propose une estimation de 13% des coûts de construction pour les honoraires en lien avec la planification, pour les projets de 2,5 millions à 3,2 millions de dollars. Bien que ce guide s'adresse aux écoles, nous faisons l'hypothèse que ceci est applicable au projet résidentiel multi-logement dans le secteur public	Guide d'estimation de construction et de rénovation ou d'agrandissement d'école (2016) publié par la Direction de l'expertise et du développement des infrastructures Direction générale des infrastructures scolaires
Construction	Équipements		Soumission de la firme Nova Construction
	Opération		
	Aménagement		
	Gestion des déchets	On considère que le coût alloué au nettoyage du chantier inclus les frais de gestions des déchets	
Usage	Remplacement	Planchettes vinyle	Soumission de la firme Nova Construction
		Granit	
		Sous-couche	
		Céramique	
		Peinture et apprêt	
		Portes et fenêtres	
		Briques	
		Isolation	Soumission de la firme Nova Construction
	Électricité	On considère que l'augmentation du prix de l'électricité au Québec ne dépassera pas l'inflation	Grille tarifaire d'Hydro-Québec.
	Chauffage	Le coût du chauffage de granule à bois est considéré stable dans le temps avec un taux équivalent à l'inflation	Grille tarifaire de la firme Poly-Énergie
	Usage de l'eau	Quantité d'eau basée sur le taux d'occupation calculée dans l'AeCV et multipliée par le prix de l'eau au m ³	Rapport de projet du CIRANO, J. Leroux (2014) Réflexion sur une tarification équitable des services d'eau au Québec.
Fin de vie	Enfouissement et récupération	Quantités basées sur les estimations utilisées dans l'AeCV	Recyc-Québec (2003)

Calcul des flux monétaires

Il faut noter que ces données datent pour la plupart d'une année antérieure à l'année de référence, donc tous les flux monétaire sont ramenés à l'année de référence 2015 en utilisant la formule suivante et l'indice du prix à la consommation fournie par Statistique Canada. En ce qui a trait à la projection des coûts futurs un taux d'actualisation de 2% est appliqué en utilisant la deuxième formule ci-dessous. Ce taux est justifié par la nature publique et sociale du projet (Hunkeler & Rebitzer, 2008). Il faut noter que le rapport sur les taux d'actualisation et d'investissement du Canada (CBRE, 2017) un taux utilisé dans le secteur immobilier résidentiel qui varie autour de 4% selon le type de bâtiment et la localisation. Les travaux de Gollier (2008) quant à lui suggèrent l'utilisation d'un taux d'actualisation de 1% pour les projets qui sont dans horizon de temps long.

$$Coût_{2015} = \frac{\text{montant en dollar de l'année } X * IPC_{2014}}{IPC \text{ de l'année } X} \quad (1)$$

$$Coût_{\text{année } x} = Coût_{2015} X (1 + \text{taux d'actualisation})^{-(2015 - \text{année } x)} \quad (2)$$

IPC : indices de prix à la consommation

Année X : année où a lieu la dépense

Interprétation

La phase d'interprétation vise à identifier les grands contributeurs au coût total des bâtiments, de tester leur robustesse par des analyses de la qualité et de la sensibilité des données, ainsi que de tirer des conclusions sur des scénarios de mitigation. La qualité des données est analysée selon la matrice pédigrée. Les notes varient entre 1 et 5 selon le barème de B. P. Weidema et Wesnæs (1996) et Ciroth (2009), ces derniers proposent une analyse semi-qualitative des données. Cette démarche permet d'identifier les données les moins fiables et ayant une contribution significative.

Tableau 4.2 Barème pour la matrice pédigrée adapté de Ciroth (2009)

Contribution		Qualité	
0-5%	Contribution potentiellement faible ou négligeable	1	Remplis le critère pour le cas à l'étude
6-10%	Contribution potentiellement influente	2	Jugée suffisamment représentative
11-50%	Forte contribution potentielle	3	Jugée utilisable, mais pouvant être améliorée
51-100%	Très forte contribution potentielle	4	Ne remplis pas le critère pour le cas à l'étude

Dans le cas de cette étude les analyses de sensibilité testent robustesse des données en faisant varier les paramètres d'un pourcentage de + et de – 25%. Pour ce faire l'analyse de sensibilité portera sur les paramètres matériaux qui diffèrent entre les deux bâtiments et qui représente une contribution potentiellement forte au coût total du cycle de vie. L'analyse de sensibilité se penche aussi sur l'incidence de certaines hypothèses de départ, telles que la durée de vie du bâtiment et le taux d'actualisation. Dans le cas de la durée de vie, l'hypothèse a été émise que la durée de vie utile serait de 75 ans dépendant de l'usage et de l'entretien. L'analyse de sensibilité teste l'effet d'une durée de 50 ans et de 100 ans sur les résultats. Pour tester l'effet du choix du taux d'actualisation, on utilise les taux d'actualisation de 1% et de 4%.

4.5 Intégration des indicateurs AcCV et AeCV

Comparaison des deux bâtiments locatifs

La comparaison des deux bâtiments se fait par un tableau de bord qui intègre les résultats de l'AeCV et de l'AcCV. Puisque les coûts et les impacts environnementaux sont exprimés par des unités différentes, les graphiques sont analysés en parallèle. Cette analyse se penche plutôt sur la comparaison des contributions coût et impact aux étapes de cycle de vie, et sur les différences des scores d'impacts environnementaux et du coût de l'AcCV entre les deux scénarios.

4.5.1 Modélisation des scénarios de mitigation

Tel que présenté plus tôt les deux bâtiments présentent des caractéristiques similaires en ce qui trait à la performance énergétique ainsi que les autres éléments de la phase d'usage. Les résultats de l'AeCV démontrent que la consommation énergétique (incluant le chauffage et l'électricité) représente le plus grand contributeur environnemental dans les bâtiments. Il est donc intéressant de tester des scénarios de mitigations en lien avec l'enjeu énergétique. Pour ce faire nous avons puisé dans un ensemble de solutions qui touche les équipements, le niveau d'isolation, le type de chauffage et les habitudes de vie. De plus un scénario du gypse cellulosique vise à tester un matériau vendu comme produit écologique sur le marché. La section suivante présente la méthode de calcul des scénarios choisis.

4.5.1.1 Électroménagers Energy Star

La simulation sur la consommation énergétique des bâtiments en phase d'usage fournie par l'entreprise Poly-Énergie permet de calculer la répartition de la consommation d'électricité (figure 4-2). Les électroménagers suivants : lave-vaisselle, laveuse, sècheuse, réfrigérateur et congélateur, représentent 51% de la consommation annuelle totale d'électricité exprimée en kWh par année, calculée à partir d'une estimation de fréquence d'utilisation par année et de la demande électrique de l'appareil, soit le nombre de kWh consommé à chaque utilisation.

Donc, dans ce scénario on émet l'hypothèse que l'ensemble des locataires possède des électroménagers ayant le label EnergyStar. Plus exactement pour les appareils les plus énergivores (figure 4-3) soit le lave-vaisselle, la laveuse, la sècheuse et le réfrigérateur.

La fabrication, le remplacement et la fin de vie des électroménagers sont considérés équivalents au scénario de base et négligeables sur l'impact environnemental du cycle de vie, car c'est la phase d'usage plus précisément la consommation énergétique qui domine l'impact du cycle de vie (Boustani, Sahni, Graves, & Gutowski, 2010). Le site web officiel du label Energy Star fournit des fiches descriptives pour chacun des appareils, dont la consommation énergétique des électroménagers et la durée de vie, l'annexe B fournit les détails du calcul pour chaque appareil. Pour ce qui est de l'indicateur économique, le calcul du coût total inclut les coûts d'acquisition et de remplacement des équipements et le coût de consommation électrique actualisés à 2%.

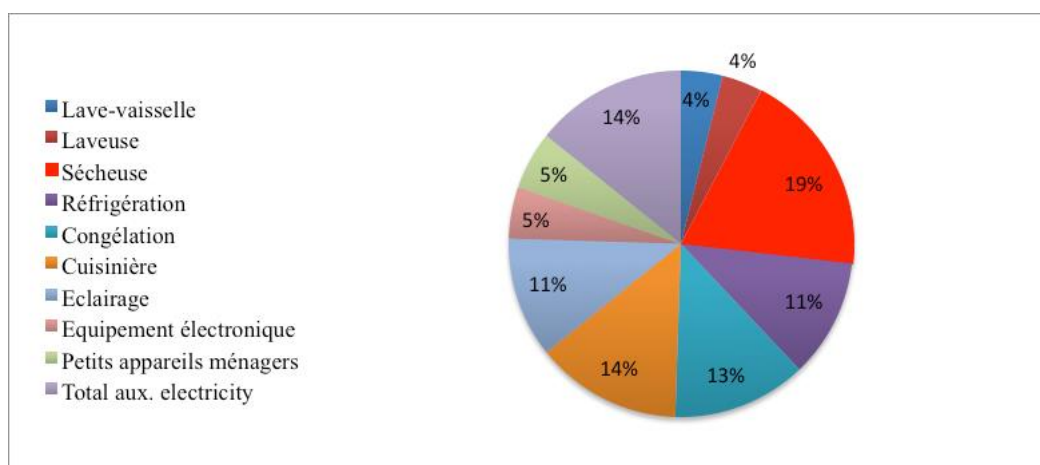


Figure 4-3 Pourcentage des contributions à la consommation électrique annuelle des équipements en phase d'usage

4.5.1.2 *Habitude de séchage*

L'utilisation de la sècheuse représente 19 % de la demande électrique des équipements durant la phase d'usage. Au Québec, l'utilisation d'une sècheuse de linge peut être considérée vitale durant la saison d'hiver. Cependant, durant l'été il est possible de sécher le linge au soleil, soit sur le balcon ou avec un séchoir accroché sur les fenêtres (un peu comme dans les pays méditerranéens). Donc, dans ce scénario on teste l'effet de ce changement d'habitude de vie, en faisant la simple hypothèse que l'on réserve l'utilisation de la sècheuse à environ 6 mois par année, soient les mois d'hivers et le début du printemps et la fin de l'automne (les moments avec le plus de pluie), la consommation énergétique de la sècheuse sera divisée par deux.

4.5.1.3 *Gypse cellulosique*

Le gypse cellulosique est présenté comme étant l'alternative écologique au gypse traditionnel, sa particularité réside dans sa composition 20% de cellulose et 80% de gypse naturel. Dans le cas de cette étude, le Placoplatre en gypse régulier est remplacé par celui de la firme Fermacell. Les données nécessaires pour le calcul de l'impact potentiel du processus de fabrication de ce produit ont été en partie puisées dans la base de données Ecoinvent 2.0, notamment pour l'extraction de

la cellulose et du gypse. En ce qui concerne l'énergie nécessaire au processus de fabrication du Placoplatre avec de la cellulose, elle a été collectée directement de la déclaration environnementale de la compagnie Fermacell qui est fabriquée en Allemagne. Il faut noter que les pertes et les déchets résultant du processus de fabrication n'ont pas été pris en compte. Le prix du Fermacell a été directement collecté auprès du fournisseur de ce produit au Québec. Il faut compter 0,90 \$ le pi² pour le Fermacell, soit trois fois plus cher que le produit régulier qui est à environ 0,30 \$ et ce pour une même durée de vie et un facteur R équivalent.

4.5.1.4 Isolation

Les bâtiments à l'étude sont déjà optimisés pour une basse consommation énergétique. L'épaisseur de l'isolant laine est 175mm, ce qui plus élevée que ce que la norme Novo Climat exige (épaisseur de 150mm). Dans ce scénario on vise à tester l'impact d'une isolation avec une épaisseur de 350mm. Pour ce faire on calcule aussi la quantité de montants de bois nécessaires pour contenir l'isolation supplémentaire. Cette quantité a été ajoutée aux intrants de l'AeCV et de l'AcCV. Le prix de l'isolant est estimé à 0,90\$ le m³.

4.5.1.5 Chauffage électrique

Dans ce scénario le chauffage à granule à bois est remplacé par une source électrique de chauffage. L'hydroélectricité étant une ressource d'énergie sobre en carbone. Il est intéressant de comparer les deux types de chauffage. Pour ce faire, on recalcule le prix du chauffage en utilisant la grille tarifaire d'Hydro-Québec.

Les données existantes fournissent une demande énergétique de chauffage annuelle, ce qui ne permet pas d'avoir un jeu de données dynamique qui prend en compte la pointe de chauffage durant la saison d'hiver.

4.5.2 Éco efficience

L'éco efficience vise la mise en relation entre l'impact environnemental et la valeur économique d'un produit. La norme 14 045 offre un cadre méthodologique moins détaillé que les normes 14 040 et 14 044. La revue de littérature démontre une grande diversité dans le calcul de l'éco efficience. Dans cette section sont détaillées les étapes de l'éco-efficience basée sur le cadre

méthodologique ISO 14 045 appliqué au contexte de l'étude. Il faut noter que l'étape de définition du champ d'études est la même qu'exposée précédemment, donc pour des raisons évidentes elle n'est pas reprise à cette section.

Évaluation environnementale

Les résultats d'AeCV du bâtiment à structure légère en bois représentent le scénario de base. Les indicateurs environnementaux sont : la santé humaine, la qualité des écosystèmes et les ressources. Selon la norme ISO 14040/45 l'agrégation des indicateurs environnementaux et interdits dans le cas d'une analyse visant à supporter une affirmation comparative destinée à la divulgation publique.

Évaluation de la valeur économique

La valeur est définie monétairement en terme de réduction du coût du cycle de vie du scénario de base par rapport au coût des autres scénarios modélisés, exprimée en pourcentage. L'inventaire économique du scénario de base est modifié à la lumière des paramètres des scénarios pour obtenir leurs coûts du cycle de vie. Il faut noter qu'une sous catégorie est ajoutée à la phase d'utilisation, le coût d'acquisition et de remplacement des électroménagers à tous les scénarios y compris le scénario de base, dans le but d'une comparaison cohérente.

Choix de l'indicateur d'éco efficience

Tel qu'exposé dans la revue de littérature il existe plusieurs façons pour la mise en relation des indicateurs environnementaux et économiques. Dans le cadre de cette étude l'indicateur d'éco efficience est exprimé graphiquement sur un diagramme XY, où les Y représentent le pourcentage de réduction de l'impact environnemental et les X le pourcentage de réduction du coût total des scénarios par rapport au scénario de base. Puisque la réduction des coûts et des impacts économiques est calculée par rapport au scénario de base, l'intersection des deux axes représente le scénario de base. Cette approche permet de contourner les enjeux liés à une perte d'information lors de l'interprétation d'un score d'éco efficience unique.

Interprétation du diagramme d'éco efficience

La figure 4-3 présente le digramme YX d'éco-efficience qui est divisé en 4 sections. L'intersection représente le scénario de base (S0), la section en vert représente les options dites gagnant-gagnant,

la section en rouge quant à elle représente les options non éco efficiente et qui sont de facto exclues du choix. Les deux autres sections en blanc sont des situations nécessitant un compromis. Dans cette figure, un facteur de compromis 1 pour 1 est représenté, c'est-à-dire qu'une unité d'amélioration en terme de coût équivaut à une unité d'amélioration en terme d'impacts environnementaux. Ainsi c'est la ligne en pointillé bleue qui représente ce compromis, autrement dit tous les scénarios possibles sur cette ligne ont pour chaque unité de coût économisé une unité d'impact environnementale améliorée. Cependant en terme d'éco efficience, c'est les lignes perpendiculaires (en pointillé noir) à la ligne de compromis qui représentent les scénarios à éco-efficience équivalente. Afin d'illustrer ce propos, les scénarios S1 et S5 (figure 4-3) ont une même éco-efficience, même si S1 affiche une plus grande amélioration environnementale et que S5 affiche plutôt une meilleure performance économique (Kicherer, 2007). En bref, tous les scénarios à droite de la courbe d'éco efficience (en pointillé noir) qui passe par S0 sont éco efficaces par rapport au scénario de base S0. Ainsi, les scénarios S1 et S5 sont plus éco efficace que le S2, qui à son tour est plus éco efficace que le S3 et le S4. Dans l'absence d'un objectif de réduction ou d'un budget défini comme dans notre étude de cas, le choix du meilleur scénario parmi deux scénarios à éco efficience égale (S1 vs S5) revient au preneur de décision en se basant sur des considérations éthiques et stratégique. Cependant, dans le cas de figure contraire une méthode de rapprochement maximal est applicable telle que développée par T. a. Oka (2007).

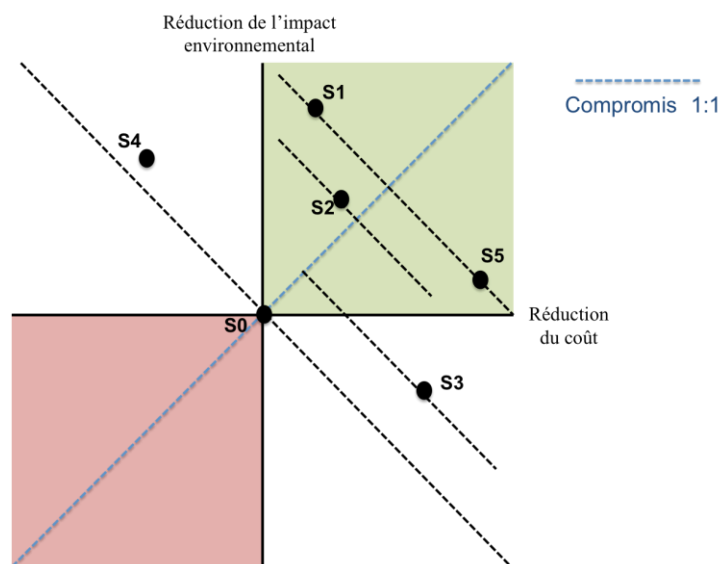


Figure 4-4 Portfolio d'éco efficience

4.5.3 AcCV sociétale

Dans cette section on propose une méthode basée sur les grandes lignes donnée par Hunkeler (2008) et adaptée au contexte de cette étude. Nous proposons trois grandes étapes : la quantification des coûts directs, la monétarisation des externalités et la catégorisation des coûts par partie prenante.

Quantification des coûts privés

Les coûts directs sont représentés par l'AcCV environnementale dont les étapes sont détaillées à la section 4.2 pour le champ d'études (unité fonctionnelle, frontières du système et allocation) et à l'étape 4.4 pour l'analyse de l'inventaire économique, auxquels sont additionnés les coûts indirects obtenus par la monétarisation des externalités. En ce qui concerne l'actualisation des coûts de la phase d'utilisation et de la fin de vie, on choisit d'actualiser l'ensemble des coûts directs et indirects à 2% ce qui reflète le contexte institutionnel de l'étude de cas. (Hunkeler & Rebitzer, 2008)

Externalités

Dans cette méthode ce sont les externalités environnementales qui sont considérées, plus précisément les impacts potentiels quantifiés par l'AeCV. L'utilisation des catégories dommages est cohérente dans le contexte de prise de décision, car pour un preneur de décision un risque au

niveau du dommage est toujours plus tangible qu'une variation de substance émise dans l'environnement (Hunkeler & Rebitzer, 2008).

Les facteurs de conversion de Stepwise 2006 ont été choisis pour monétiser les dommages (en suivant les recommandations de Pizzol et al.). Le tableau 4 présente les valeurs des facteurs de conversion utilisés pour chacun des indicateurs dommage. Dans le cadre de cette étude les facteurs sont convertis en dollar canadien en multipliant par le taux de change en vigueur pour 2003, puis ramené à leurs équivalents en 2015 en utilisant l'indice de consommation de statistique Canada. À noter que le facteur de conversion pour les changements climatiques est calculé grâce aux facteurs de sévérité De Schryver et al. (2009) $8,05 \times 10^{-1}$ PDF.m².yr/kg CO₂eq pour la qualité des écosystèmes et $3,68 \times 10^{-6}$ DALY/kg CO₂eq pour la santé humaine. Ces deux facteurs sont multipliés par les facteurs de conversion Stepwise traduits en dollars canadiens de 2015 de la qualité des écosystèmes et de la santé humaine pour obtenir les valeurs présentées dans le tableau 4.3.

Tableau 4.3 Facteurs de conversion Stepwise 2006 de Weidema

Indicateurs	Ressources (MJ)	Qualité des écosystèmes (BAHY)	Santé humaine (QALY)	Changement Climatique (kg CO ₂ eq)	
				DALY / Kg CO ₂ eq.	PDF. m ² .yr / Kg CO ₂ eq.
Facteurs de conversion (€ /unité) année 2003	0,004	1 400,00	74 000,00		
Facteurs de conversion (\$CAD/unité) année 2015	0,007	0,254	134 504,5	0,495 \$	0,205

Actualisation des coûts environnementaux

La nature statique de l'inventaire des émissions ne permet pas d'actualiser les impacts environnementaux en se basant sur l'évolution des émissions dans le temps, car l'inventaire des émissions ne prend pas en compte l'évolution des émissions dans le temps et dans l'espace. Dans le cas des matériaux, ça s'exprime par la difficulté d'identifier les moments où a eu lieu l'extraction, la fabrication et le transport. La même observation est applicable aux émissions de fin de vie. Donc, dans ces cas on considère que la totalité des émissions a lieu la même année où l'achat

a eu lieu pour le remplacement par exemple. Pour ce qui est du processus de remplacement, les émissions sont calculées pour chacun des matériaux. Une fois le calcul fait, on convertit l'émission en valeur monétaire en utilisant les facteurs de conversion ci-haut. Pour les émissions annuelles de consommation énergétique, elles sont directement converties en valeur monétaire. Tous les coûts incluant les coûts directs sont actualisés à 2% qui représentent le contexte du projet

CHAPITRE 5 RÉSULTATS

Cette section présente les résultats de l'étude en quatre parties. Tout d'abord les résultats de l'AcCV environnementale, suivi d'une analyse intégrée de l'AcCV environnementale et de l'AeCV, suivi des résultats de l'analyse intégrée par éco-efficience et par AcCV sociétale des scénarios d'atténuations.

5.1 Résultats de l'AcCV environnementale

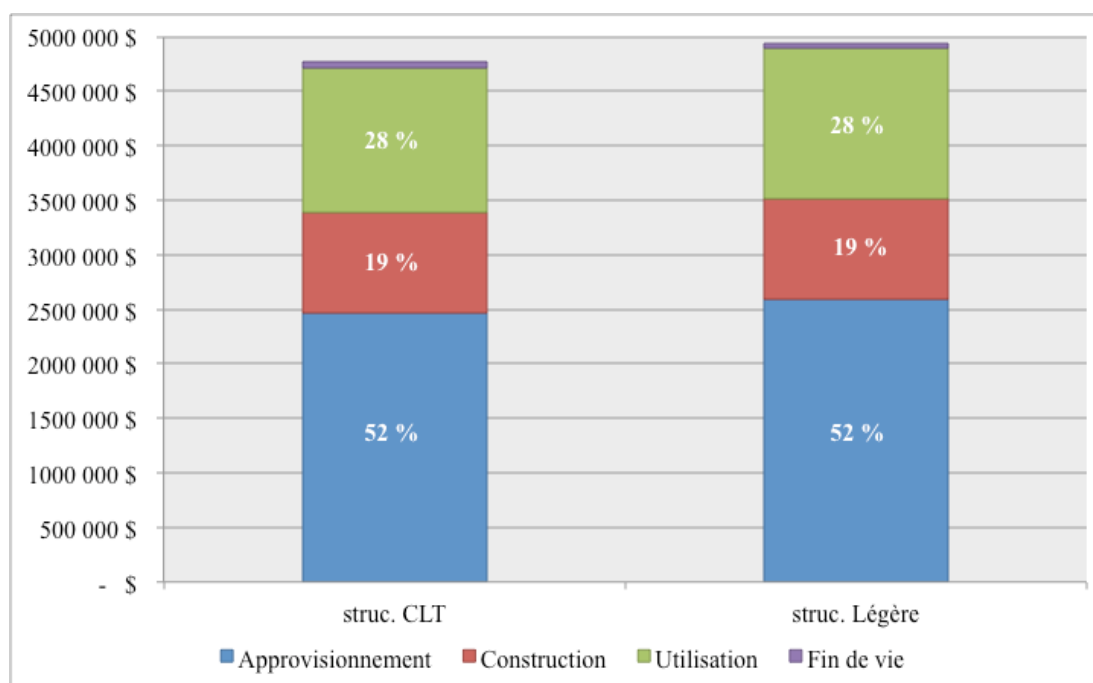


Figure 5-1 Comparaison du coût total du cycle de vie des alternatives de structures légères et de la structure en CLT

La figure 5-1 présente le coût total du cycle de vie des deux bâtiments sur la base d'un taux de 2%. On peut voir que la différence de coût entre les deux scénarios est de 172 402 \$, soit un écart d'environ 2%. Comme on peut le voir dans la figure 5 - 2 cette différence est surtout attribuable à la différence des coûts d'approvisionnement et d'utilisation qui affichent respectivement une différence de 127 499\$ et 47 504\$ soit 5% et 6% de différence par rapport aux étapes du cycle de vie correspondante au scénario de base. La figure 5-1 illustre aussi la contribution importante de l'étape d'approvisionnement au coût total, soit respectivement pour les deux alternatives soit 52 %

suivi de l'étape d'utilisation qui représente 28 % du coût total. Ceci s'explique par la réduction de la demande énergétique en chauffage propre aux bâtiments éco énergétiques, telles qu'observées dans l'étude de Heeren and Hellweg (2014). L'étape de construction contribue à 19%, alors que la fin de vie est négligeable, on parle de moins de 1% du coût total.

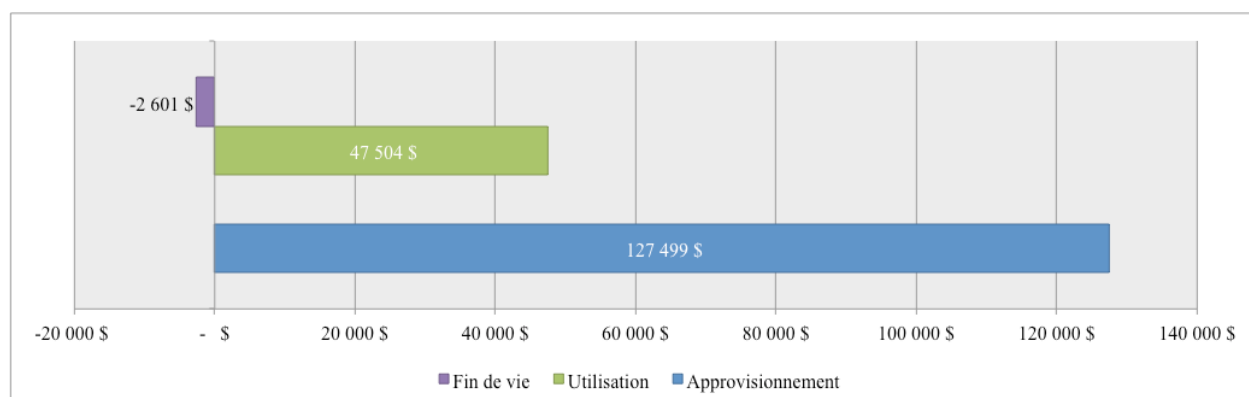


Figure 5-2 Différence de coût des étapes du cycle de vie de l'alternative CLT par rapport au scénario de base (structure légère)

Analyse de contribution à l'étape d'approvisionnement

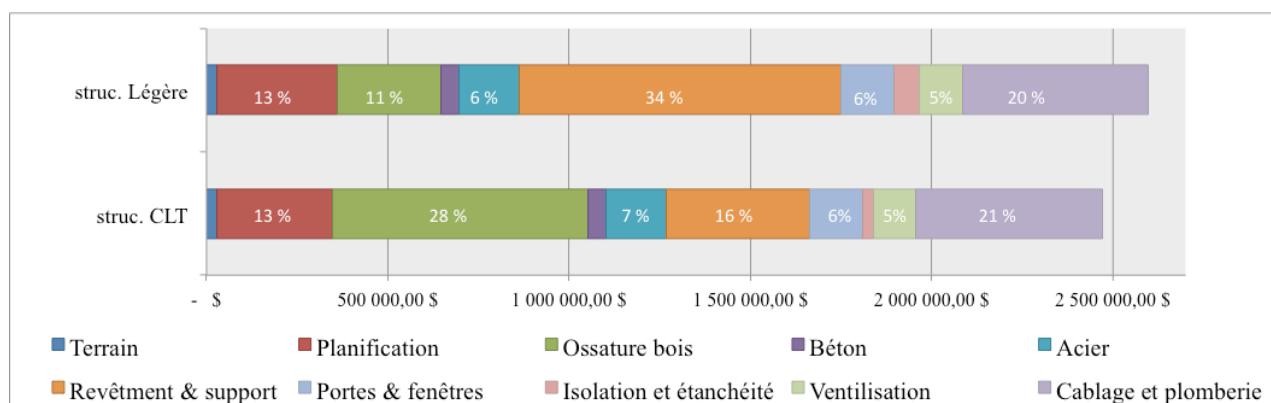


Figure 5-3 Contribution aux coûts à l'étape d'approvisionnement des deux bâtiments

La figure 5-3 montre que les éléments contribuant le plus au coût d'approvisionnement en matériaux sont le bois, le revêtement ainsi que le câblage et la plomberie à hauteur de respectivement 11%-29%, 16%-34% et 20%-21% selon l'alternative. On observe aussi que la différence de coût entre la structure légère et la structure CLT se situe au niveau du bois (284 000\$

vs 704 000\$), le revêtement (393 550 \$ vs 886 381 \$) et de l'isolation (30 000 \$ vs 70 000 \$). Cependant, il faut noter que cette dernière ne contribue qu'à 1%-3% du coût des matériaux selon l'alternative.

Dans le cas du revêtement la différence est attribuable au coût des cloisons non porteuses du bâtiment à structure légère. Alors que dans le bâtiment en CLT les panneaux font office de structure porteuse, de cloison et ils ont même une propriété d'isolation ce qui explique l'économie en ce qui a trait à l'isolation.

Donc, le plus grand contributeur au coût d'approvisionnement du scénario de base c'est le revêtement plus précisément les cloisons non porteuses. Pour l'alternative CLT c'est l'ossature en bois qui représente le plus gros coût d'approvisionnement.

Analyse de contribution à l'étape d'utilisation

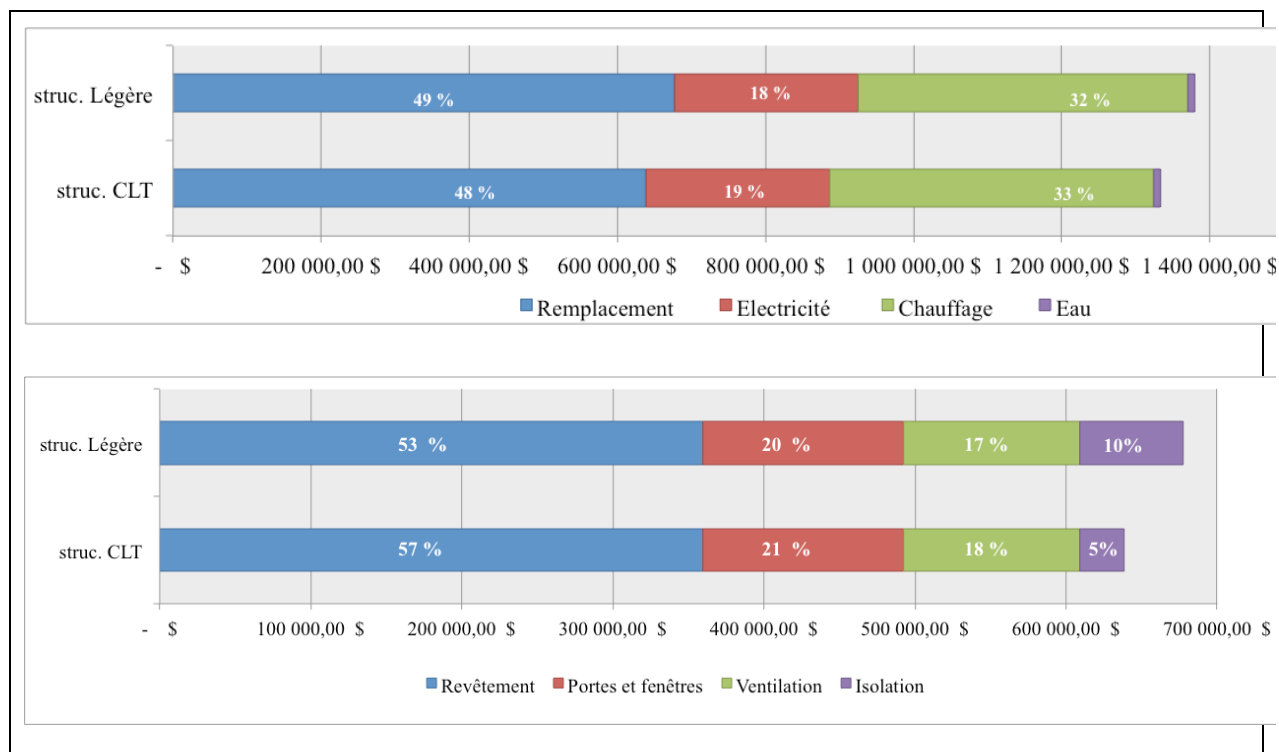


Figure 5-4 Contributions aux coûts de l'étape d'utilisation des deux bâtiments

Le remplacement des matériaux est le processus le plus coûteux de la phase d'utilisation, il représente environ 50% du coût d'opération comme on peut le voir dans la figure 5-4. En deuxième position on constate la contribution du chauffage s'élève à environ un tiers du coût d'opération. Le revêtement représente le principal contributeur au coût de remplacement de la phase d'opération des deux bâtiments avec une contribution de l'ordre de 53 et 57% du coût total de remplacement sur 75 ans. À noter que les remplacements des planchettes de vinyle et de la peinture, respectivement au 15 et 9 ans, représentent respectivement 32% et 41% du coût total de remplacement du revêtement voir figure 5-5, ce qui représente respectivement 18% et 23% du coût d'opération et 2% et 3% du coût total du cycle de vie. Il faut noter que le remplacement du revêtement est le même pour les deux alternatives.

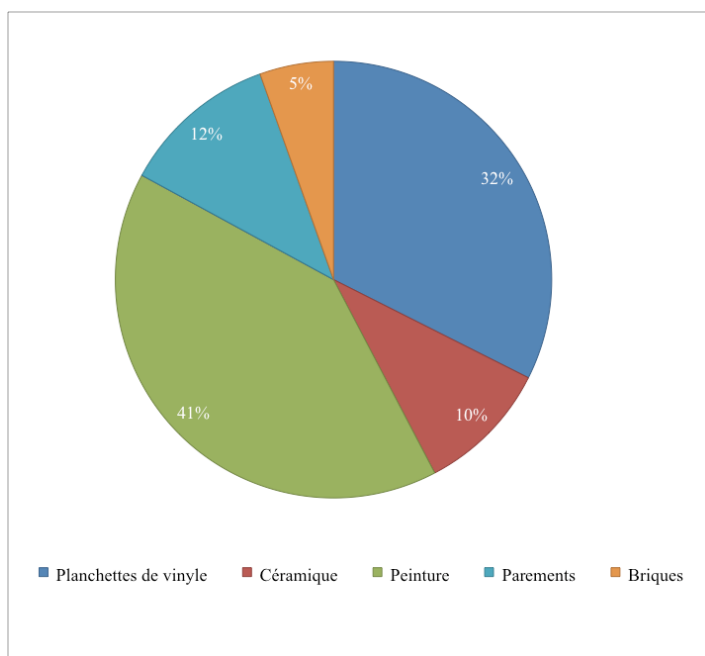


Figure 5-5 Contributions aux coûts de remplacement du revêtement pour les deux alternatives

Analyse de la qualité des données

La qualité des données est analysée à la lumière de la fiabilité des sources, et de la leur représentativité géographique et temporelle. Quant à la contribution au profil économique, elle réfère à l'influence du processus ou du paramètre évalué sur les résultats. Le tout est simplifié avec un code de couleur, et une pondération de 1 à 4 telle que présentée dans le tableau 6.

Tableau 5.1 Critères d'analyse de la qualité des données adaptée de Ciroth (2009)

Contribution		Qualité	
0-5%	Contribution potentiellement faible ou négligeable	1	Remplis le critère pour le cas à l'étude
6-10%	Contribution potentiellement influente	2	Jugée suffisamment représentative
11-50%	Forte contribution potentielle	3	Jugée utilisable, mais pouvant être améliorée
51-100%	Très forte contribution potentielle	4	Ne remplis pas le critère pour le cas à l'étude

Tableau 5.2 Contribution des processus et qualité des données de l'AcCV environnementale

Phase de vie	Catégories de coûts	Contribution au coût total struc. CLT	Contribution au coût total struc. Légère	Qualité	
				Fiabilité	Représentativité
Approvisionnement	Coût foncier	1%	1%	1	1
	Matériaux	45%	45%	1	1
	Planification	7%	7%	3	3
Construction	Ébénisterie	0%	0%	1	1
	Maçonnerie	1%	1%	1	1
	Plomberie	0%	0%	1	1
	Électricité	2%	2%	1	1
	Ventilation	1%	1%	1	1
	Contrôle / régulation	7%	7%	1	1
	Protection incendie	3%	3%	1	1
	Base lampadaire, sonotube	0%	0%	1	1
	Quincaillerie	2%	2%	1	1
	Organisation du chantier	1%	1%	1	1
	Aménagement	1%	1%	1	1
	Préparation chantier	1%	1%	1	1
	Administration et profit	1%	1%	1	1
Utilisation	Remplacement	13%	14%	3	3
	Énergie	14%	14%	1	2
	Consommation d'eau	0%	0%	1	3
Fin de vie	Enfouissement et récupération	1%	1%	3	3

Les données d'approvisionnement affichent une bonne qualité tant au niveau de la fiabilité de la source pour la quantification de la donnée que de la représentativité géographique. Car ces données sont directement issues la soumission de l'entrepreneur. Cependant, il est de notoriété que les

soumissions dans le domaine de la construction ont tendance à augmenter à cause d'imprévu technique et contextuel sur le chantier, des fois il faut compter jusqu'à 30% de plus que le prix soumis. Puisque cette étape est identique entre les deux bâtiments et que cette analyse est comparative, ceci ne constitue pas un enjeu important.

Pour ce qui est des données de remplacement, elle représente une grande incertitude. Dans 20 ou 30 ans, les améliorations technologiques peuvent changer le coût et les fréquences de remplacement. L'exemple de l'arrivée d'une nouvelle matière de revêtement de sol moins couteuse et plus durable dans le temps en est un bon exemple. Cependant, l'analyse des coûts de remplacement révèle une similitude entre les deux scénarios comparés, sauf pour l'isolation qui représente moins de 1% du coût total et moins de 10% du coût de remplacement.

Pour le chauffage la représentativité temporelle n'est pas parfaite dans la mesure où le coût est basé sur la formule de calcul du tarif DM d'Hydro-Québec sans prendre en considération les pointes de consommations hivernales. Toutefois, puisque les deux bâtiments sont conçus pour avoir la même performance énergétique, la consommation est en principe similaire. Ceci ne constitue donc pas un enjeu important dans la comparaison des deux alternatives.

Analyses de sensibilité

Durée de vie

Tout d'abord il est important de constater à la figure 5-6 que les coûts d'utilisation sont proportionnels à la durée de vie du bâtiment, passant d'une contribution relative de 23% en 50 ans à une contribution de 34 % en 100 ans. Ce sont principalement les coûts énergétiques et les coûts de remplacement qui sont influencés. La différence de coût entre les deux scénarios, elle augmente avec la durée de vie du bâtiment passant de 155 992 \$ à 50 ans et à 191 611 \$ à 100 ans, mais cette différence correspond invariablement à environ 3,5% du coût total du scénario de base.

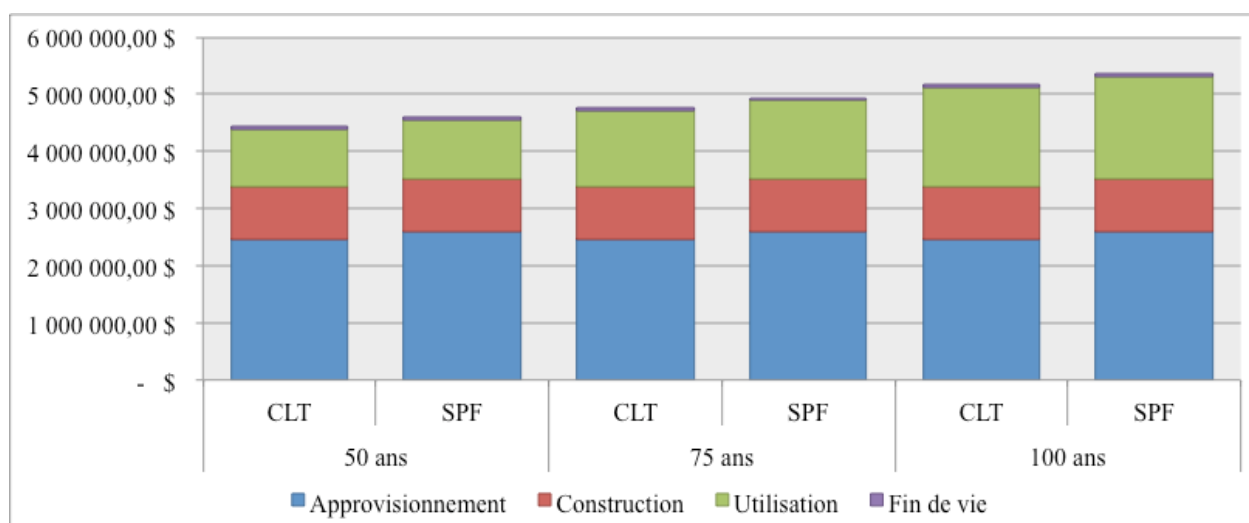


Figure 5-6 Analyse de sensibilité à la durée de vie des bâtiments

Taux d'actualisation

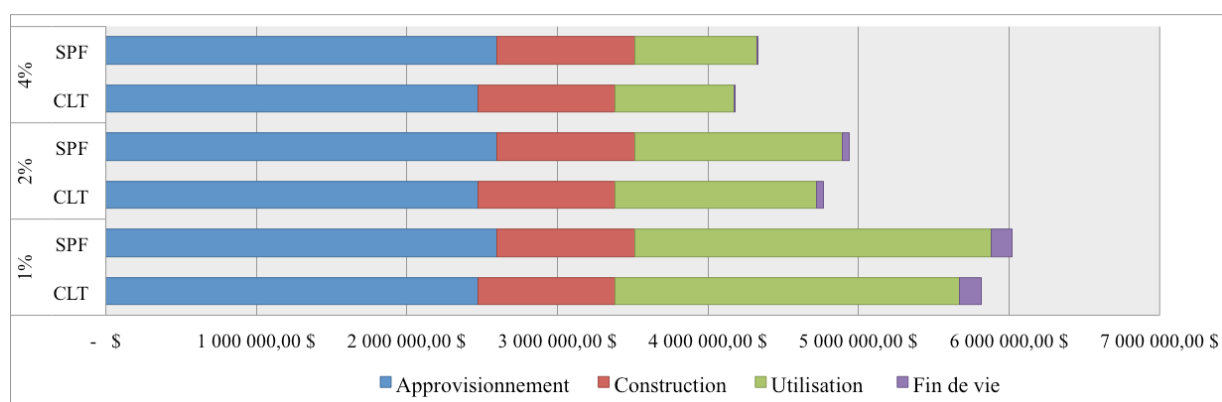


Figure 5-7 Analyse de sensibilité de la contribution des étapes du cycle de vie à la variation du taux d'actualisation pour une durée de vie du bâtiment de 75 ans. Le scénario de base assume un taux à 2%

À la figure 5-7 il est possible d'apprécier l'impact des trois taux d'actualisation sur le coût total du cycle de vie. Ainsi en appliquant un taux de 1% la valeur du coût total actuel augmente par rapport au taux d'actualisation de 2%, alors qu'à 4% d'actualisation la valeur actuelle du coût total baisse. Ceci est dû à la baisse graduelle de la valeur des coûts futurs, c.-à-d. plus le coût futur et loin dans

le temps plus sa valeur est faible. Un bon exemple serait les coûts de fin de vie qui passent d'une valeur d'environ 140 000\$ actualisé à 1% une valeur d'environ 11 000\$ si actualisé à 4%.

Ce phénomène influe aussi sur la contribution de l'étape d'opération au coût total, dont la contribution augmente plus le taux d'actualisation baisse. Cependant, il n'a pas de réelle incidence sur la différence de coût entre les deux scénarios, car l'isolation qui représente la seule différence de coût entre les deux alternative durant la phase d'utilisation, mais elle ne représente que 0,6% du coût total du cycle de vie. Idem pour la fin de vie qui affiche une légère différence de 6%, mais elle contribue à moins de 1% du coût total. Donc, la principale différence de coût a lieu durant la phase d'approvisionnement, donc le taux d'actualisation n'a d'impact sur le résultat.

5.2 Intégration des résultats AcCV et AeCV

5.2.1 Comparaison Structure CLT vs ossature légère

Dans cette section on combine les résultats issus de l'Analyse du cycle de vie environnementale avec les résultats de l'analyse du cycle de vies de couts et on les présente sous forme de tableau de bord. Les indicateurs environnementaux expriment des dommages potentiels sur les changements climatiques en tonne de CO2 équivalent, sur la santé humaine en DALY, sur la qualité des écosystèmes en PDF/m2/an, et sur les ressources en MJ. L'indicateur des couts sur le cycle de vie, calculé auparavant est exprimé en dollars canadiens constants (2015). Vu que ces indicateurs s'expriment en différentes unités, on ne peut comparer les scores absolus entre eux. Il faut donc, s'en tenir à comparer la contribution des étapes à ces scores et à la variation de ces scores par rapport au scénario de base (structure légère). On remarque la prédominance de la phase d'utilisation sur les scores environnementaux est de 69% à 96% comparé à l'indicateur économique pour lequel cette phase représente seulement le 28 % du coût total. Ceci est causé par l'effet amplificateur du d'actualisation. Inversement la phase d'approvisionnement domine le score économique avec une contribution de 52% comparée aux scores environnementaux qui affichent de 4% à 26% pour cette phase.

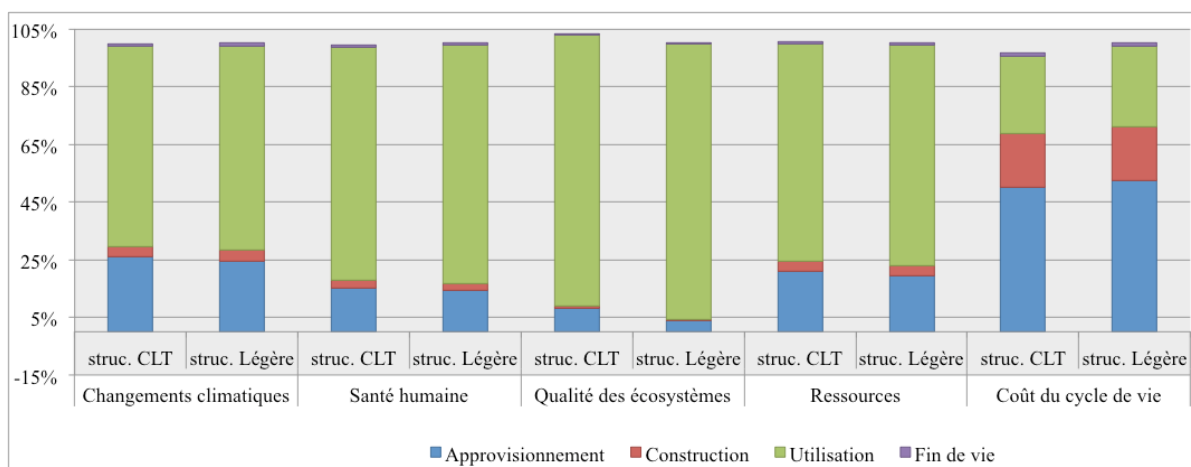


Figure 5-8 Analyse intégrée de contribution des étapes du cycle de vie des indicateurs environnementaux et économiques du cycle de vie des deux bâtiments

La figure 5-9 présente les différentiels entre les résultats des scores environnementaux et coûts entre les bâtiments en structure CLT et en en ossature légère. Les différences sont exprimées en pourcentage de la structure légère. Le coût de cycle de vie de scénario CLT est 4% de moins que le scénario de base pour les raisons citées plus haut. En ce qui concerne les différences des scores environnementaux, ils varient de 3% à moins de 1%, ces différences ne sont pas significatives telles que mentionnées dans la revue de littérature.

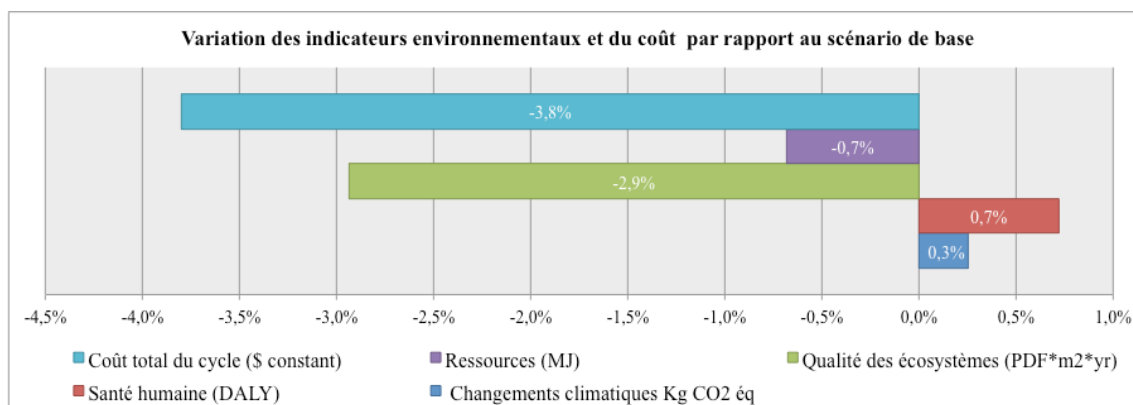


Figure 5-9 Variation des scores environnementaux et du score économique de la structure CLT par rapport à la structure en ossature légère (scénario de base).

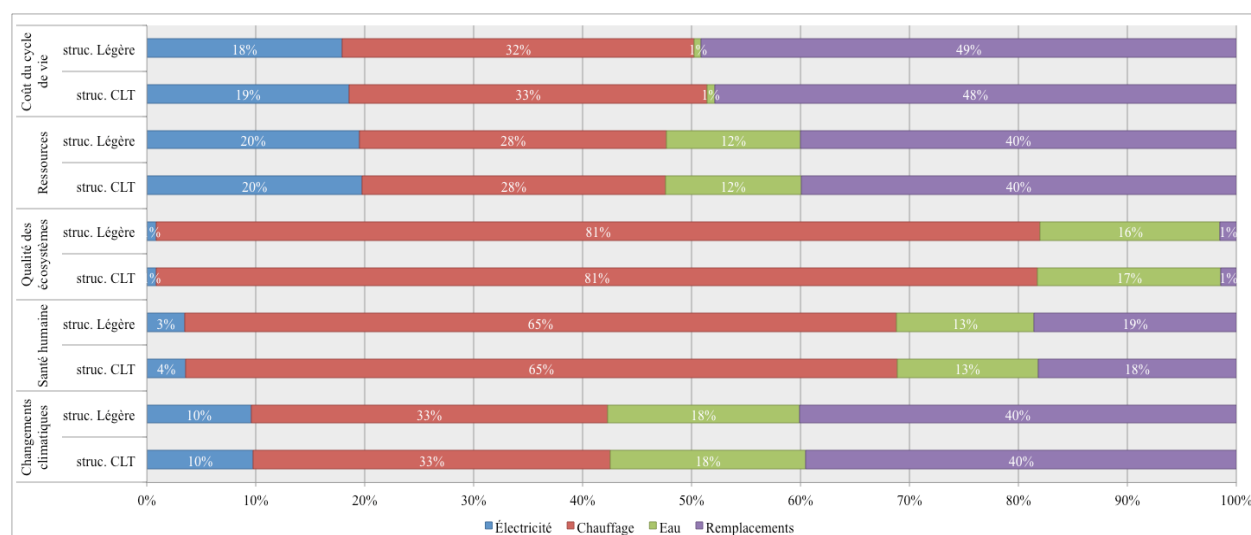


Figure 5-10 Contribution comparative des processus à la phase d'utilisation aux scores environnementaux et économiques

Le **chauffage** constitue le plus gros impact au niveau environnemental sur la phase d'utilisation (Figure 5-11) et en général sur le cycle de vie des bâtiments (Figure 5-9), soit 81% et 65% respectivement pour la qualité des écosystèmes et la santé humaine. En ce qui concerne la santé humaine, ce sont les émissions des particules, de NO_x et de SO₂ dans l'air par la combustion des pellets de bois ; ainsi que les émissions de zinc et d'arsenic dans le sol lors de l'épandage des cendres qui sont à l'origine de l'impact. L'utilisation des terres est responsable à 70% de l'impact sur la qualité des écosystèmes causé par les activités de foresteries pour la production des pellets de bois, suivi par les émissions de zinc et d'aluminium dans le sol lors de l'épandage des cendres. L'impact sur les changements climatiques est attribué principalement au processus de production des pellets de bois et leur transport, plus précisément la consommation d'énergie fossile en lien avec ce processus causée par les émissions de CO₂ et de CH₄. Il faut noter que dans le cas de cette étude le CO₂ biogénique est considéré carboneutre.

Quant au **remplacement** (détailler ce que le remplacement inclut) il constitue le deuxième contributeur avec 19% à 40% respectivement pour les indicateurs de la santé humaine, des changements climatiques et des ressources. C'est la fabrication du revêtement de sol (céramique et planchettes de vinyle), des portes et fenêtres et du système de ventilation, qui sont les principales sources d'impact. Quant à l'indicateur économique, le remplacement domine aussi (48-49%)

principalement à cause de la peinture et des planchettes de vinyle pour le revêtement et de la ventilation. La durée de vie de ces matériaux est de 15 ans pour le plancher de vinyle et 9 ans pour la peinture. Bien que l'utilisation de l'eau soit négligeable sur le plan des coûts, elle ne l'est pas au niveau environnemental principalement à cause du traitement des eaux usées.

En ce qui a trait à l'étape du cycle de vie d'approvisionnement en matériaux, c'est le revêtement et le bois qui dominent les scores d'impact avec des proportions respectives de 19% à 67% et de 13% à 81% selon le bâtiment et l'indicateur (voir figure 5-13). Le revêtement affiche la plus grande contribution au coût des matériaux pour le scénario de base (40%) principalement à cause du coût des cloisons non porteuses. Au niveau environnemental, la fabrication du revêtement est à l'origine de 33% à 36% d'impact sur les ressources causées par la consommation d'énergie fossile, ainsi que sur la santé humaine et les changements climatiques à hauteur respective de 31% à 34% et de 59% à 67%. Quant au bois, il représente le plus grand coût pour l'alternative à structure CLT (33%) et le plus grand contributeur à l'impact sur la qualité des écosystèmes à hauteur de 56% à 81% selon l'alternative. Les activités de foresterie destinée à la fabrication des panneaux CLT sur l'utilisation des terres sont responsables des impacts sur la qualité des écosystèmes.

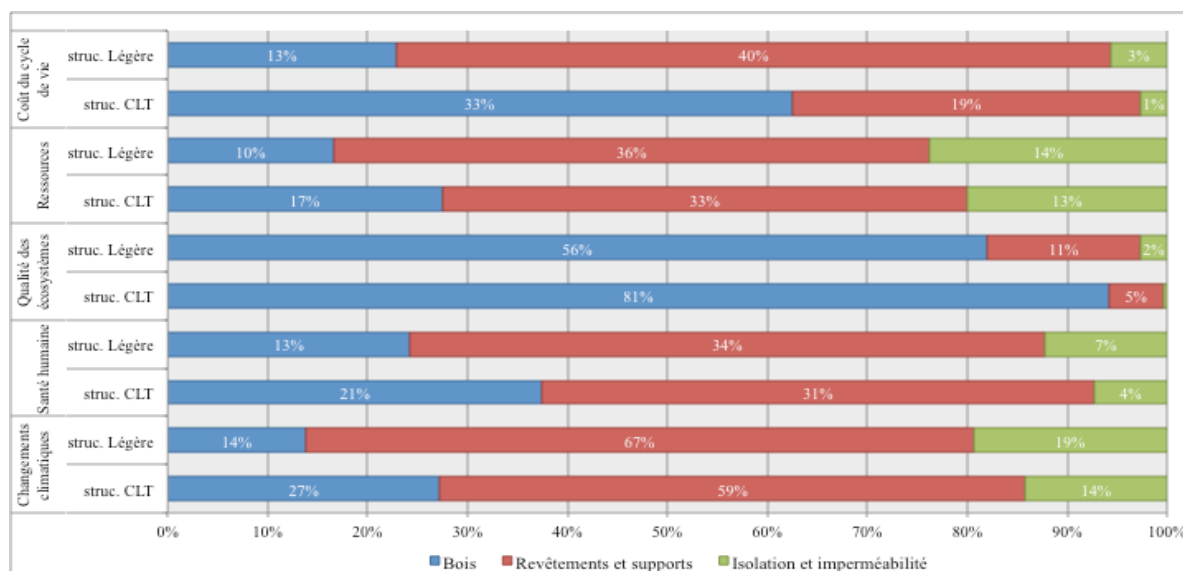


Figure 5-11 Contribution de l'étape du cycle de vie « approvisionnement » (c.-à-d. des matériaux de construction) aux scores environnementaux et économiques

5.2.2 Scénarios de mitigation environnementale

La figure 5-14 présente les résultats des scores d'impact des scénarios de mitigation relatifs au score d'impact total du scénario structure légère avec l'ensemble des options de base (rappeler/expliciter quelles sont les options de base). On peut y observer dès le premier coup d'œil que le scénario du chauffage électrique, comparé aux autres alternatives, se distingue par une plus grande variation par rapport au scénario de base. Tout d'abord par une augmentation de 26% du score des ressources à cause de l'impact de construction de l'infrastructure des barrages hydroélectriques. Suivi par une baisse d'impact sur la santé humaine et sur la qualité des écosystèmes de respectivement 45% et 75% environ. Cette baisse est attribuable à l'évitement des émissions des particules, du NO_x et SO₂ causés par le chauffage à bois qui affectent la santé humaine. Pour ce qui est de la qualité des écosystèmes, c'est au niveau de l'utilisation des terres que le chauffage électrique présente un avantage par rapport au chauffage à bois. Ce dernier nécessite une utilisation des sols plus importante pour les activités de foresteries destinées aux pellets de bois. Le chauffage électrique engendre une augmentation des coûts du cycle de vie du bâtiment en ossature légère de 1,2%.

En ce qui concerne les autres scénarios, les variations restent en dessous de 5%, sauf dans le cas du gypse cellulosique produit en Allemagne qui affiche une augmentation de l'impact sur les ressources de 7.5 % à cause du bouquet énergétique allemand qui est composé à 58% d'énergies fossiles et à 22% d'énergie nucléaire (EuroStat, 2014).

Le scénario de remplacement des électroménagers par des équipements EnergyStar comporte une augmentation de 1,7 % du coût total sur le cycle de vie notamment à cause du coût d'acquisition et de remplacement, et une diminution entre 0.9% et 1.9% sur les quatre scores environnementaux. Quant au scénario du changement d'habitude de séchage, il s'avère avantageux dans l'optique où il ne représente aucun investissement initial et qu'il baisse le coût total du bâtiment de 0,4 %, et il affiche une diminution des impacts allant de 2% à 6% selon l'indicateur grâce à l'évitement de l'électricité pour la sècheuse à linge.

On ne peut conclure facilement sur le meilleur scénario de mitigation à prioriser, à cause des situations de compromis entre les indicateurs environnementaux et coûts. Une intégration des

résultats des indicateurs environnement et coûts est donc nécessaires pour aider la prise de décision. Ceci est proposé plus bas à l'aide de l'AcCV sociétale et l'éco-efficience.



Figure 5-12 Tableau de bord des scores relatifs des indicateurs environnementaux et économiques des scénarios

5.2.3 Intégration des indicateurs environnement et coût par l'AcCV sociale

La figure 5-13 illustre en absolue les coûts des externalités et les coûts privés de l'ensemble du cycle de vie des scénarios de mitigation et du scénario de base par indicateur. Les coûts des externalités des changements climatiques sont calculés séparément pour la santé humaine et pour la qualité des écosystèmes. On peut constater la dominance des coûts liés aux impacts des changements climatiques sur santé humaine, qui varient entre 500 000\$ et 650 000 \$ selon le scénario. Ceci s'explique par le choix de traduire le coût du CO₂ éq. par les facteurs de sévérité publiées par De Scheryver (2009), qui considère que ça prend environs 270 tonnes de CO₂ éq. pour générer l'impact de 1 DALY. Un DALY équivaut à 74 000 euro₂₀₀₃ (Weidema, 2009) soit 135 000 CAD₂₀₁₆

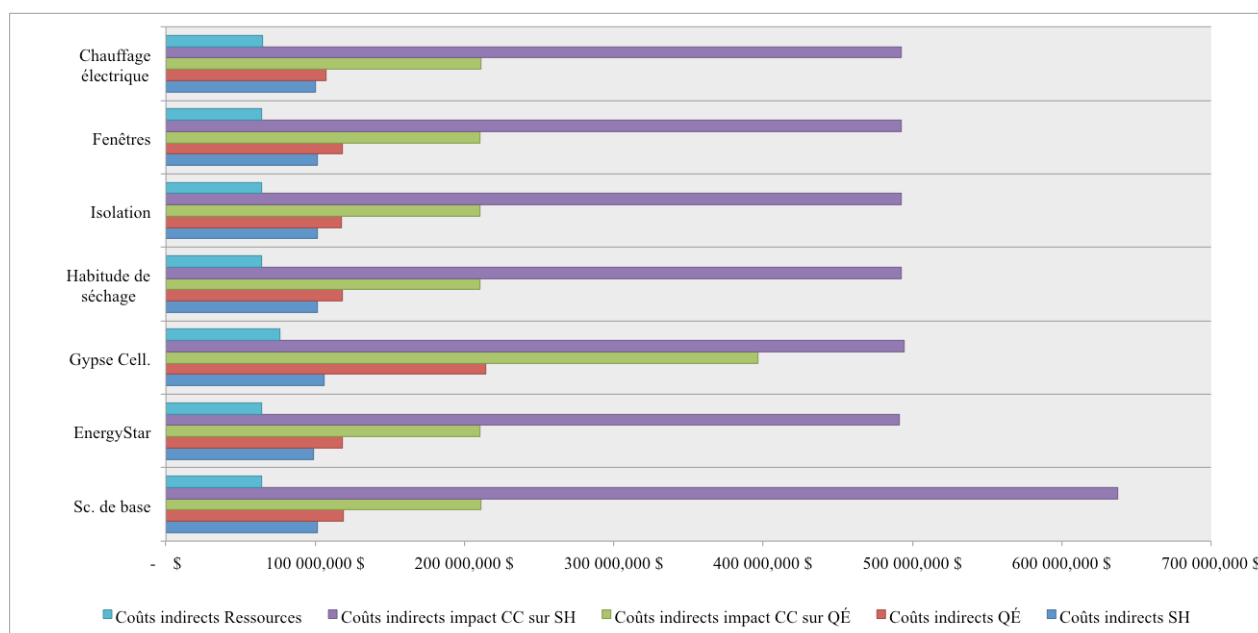


Figure 5-13 Coûts totaux (en absolue) des externalités environnementales actualisés à 2% sur l'ensemble du cycle de vies des scénarios de mitigation considérés

La conversion des scores d'impact environnementaux en externalités environnementales monétaristes telle que présenté à la Figure 5-14 permet d'agréger les résultats en un score unique tel que présenté à la figure 5-15. Les étapes d'approvisionnement et d'utilisation affichent le plus haut coût environnemental. Le coût d'impact du réchauffement climatique sur la santé humaine, est les plus grands contributeurs de l'étape d'utilisation sont le remplacement et le chauffage. Pour

l'approvisionnement, c'est le coût de l'impact sur la QÉ causé par la croissance du bois, ainsi que les impacts des CC sur la QÉ et de la SH qui dominent.

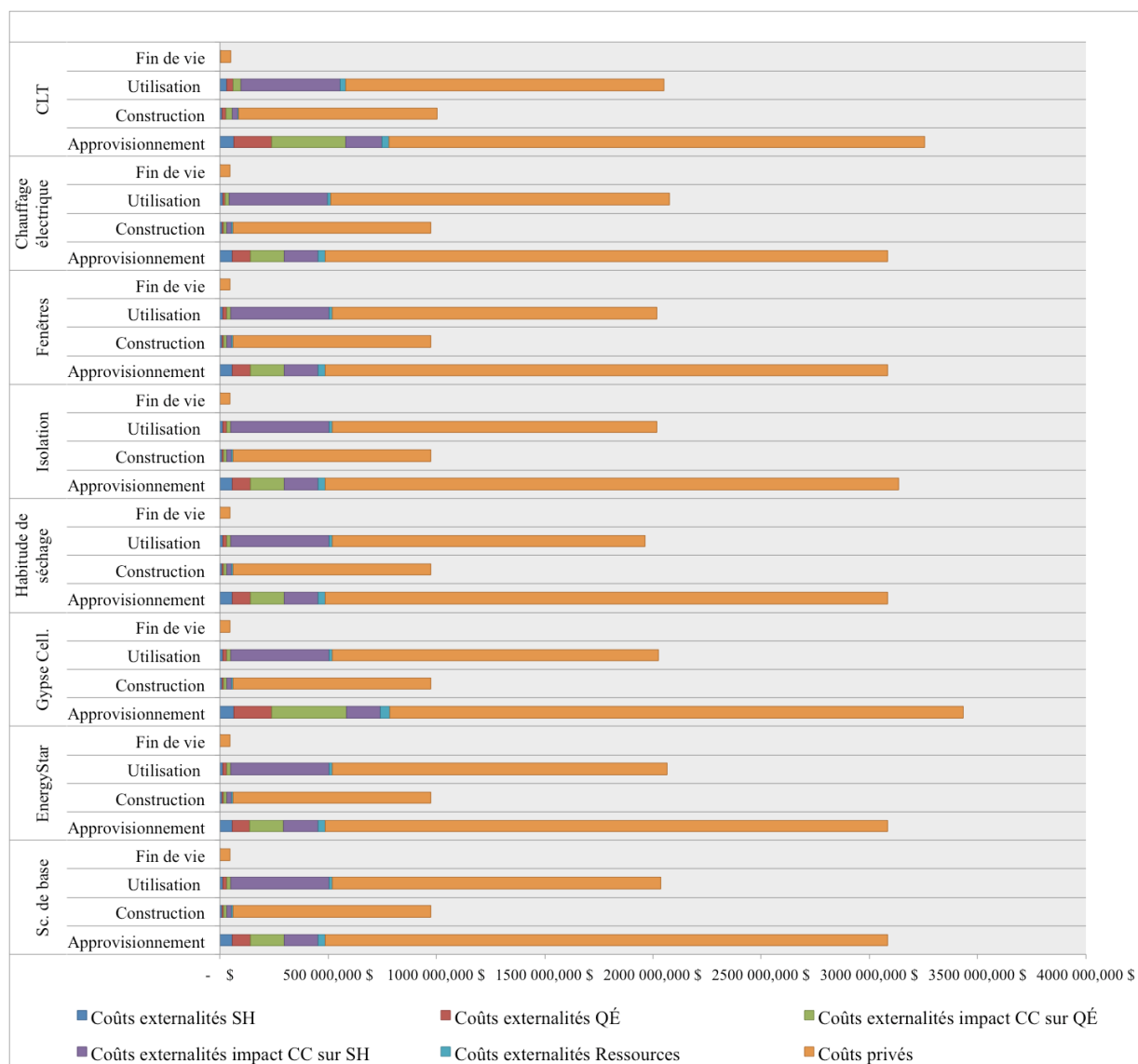


Figure 5-14 Contribution des externalités environnementales aux étapes du cycle de vie des scénarios de mitigation et du scénario de base

La comparaison des scénarios par rapport au bâtiment de référence sur la base du coût total incluant les coûts des externalités environnementales et les coûts privés sur l'ensemble du cycle de vie à la

figure 5-15 indique que les scénarios les plus économiques sont : les habitudes de séchage, les fenêtres à haute performance suivie du scénario d'isolation. Au niveau de l'amélioration des externalités environnementales, c'est le scénario du chauffage qui l'emporte grâce aux impacts évités des pellets de bois pour le chauffage du scénario de base qui baisse les coûts des externalités sur la qualité des écosystèmes. D'autres scénarios tels que l'isolation et les équipements EnergyStar ne présentent aucune amélioration significative à ce niveau. Il faut noter que le scénario de structure CLT et du gypse cellulosique affichent le plus haut coût total notamment à cause des coûts liés aux externalités des impacts du réchauffement climatique sur la santé humaine et la qualité des écosystèmes.

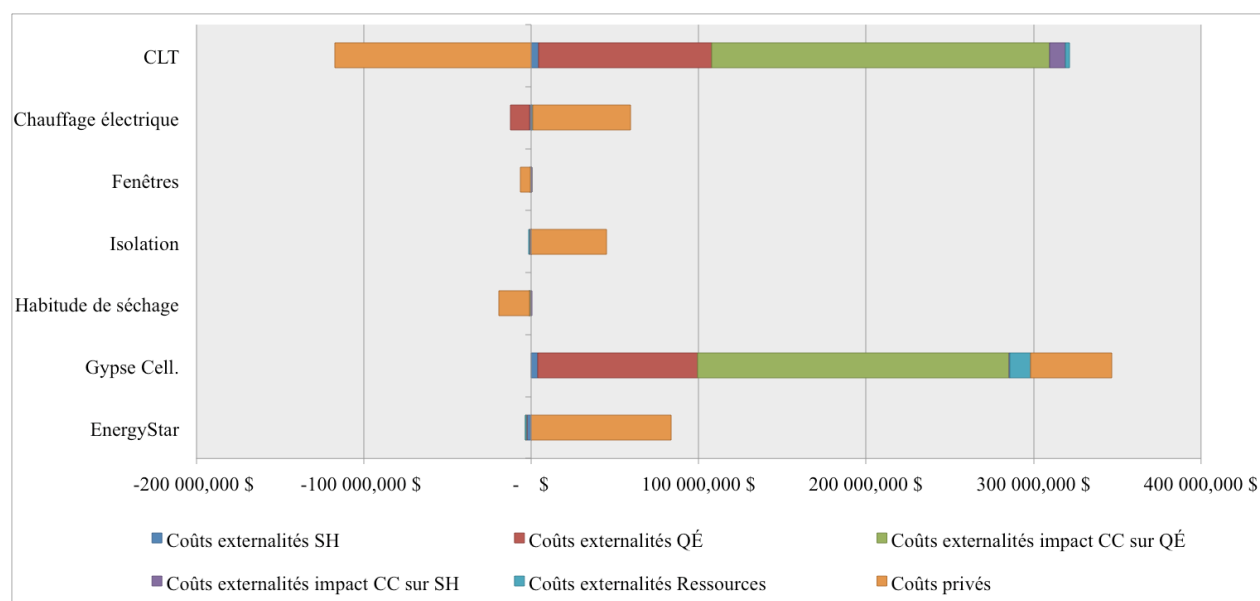


Figure 5-15 Différence des coûts totaux de l'AcCV sociétale des scénarios de mitigation par rapport au scénario de base

5.2.4 Intégration par l'éco-efficience

La figure suivante présente les portfolios d'éco-efficience des scénarios pour les quatre catégories de dommage. Les valeurs en pourcentage représentent des variations engendrées par chaque scénario de mitigation relativement au total du résultat d'impact sur l'axe des Y et du coût du cycle de vie du bâtiment en ossature légère sur l'axe des X. Il faut noter que la ligne en pointillés bleus représente le compromis choisi de 1:1 alors que la ligne en noir représente la limite d'éco-efficience. Cette dernière a tendance à se déplacer vers la droite plus la pondération de l'environnement augmente ce qui signifie que le preneur de décision est disposé à accepter un dépassement de coût par rapport au scénario de base, tel que détaillé dans la méthodologie.

En observant les portfolios à la figure 5-16 on déduit rapidement grâce à la limite d'éco-efficience que le scénario le plus éco-efficient par rapport au scénario de base pour l'indicateur de la santé humaine et la qualité des écosystèmes est le chauffage. On peut aussi y voir la grande différence d'échelle au niveau des variations par rapport au scénario de base situé au point d'origine. Afin d'observer les résultats en détail pour le reste des scénarios, la figure 5-17 illustre le portfolio à une échelle réduite. Les scénarios de changement d'habitude de séchage, la structure en panneaux CLT et les fenêtres à haute performance se démarque par une éco-efficience supérieure au scénario.

Le scénario du changement d'habitude de séchage de linge et celui des fenêtres à très haute performance sont les seuls qui offrent une situation Win-Win (gagnant-gagnant) - baisse du coût et de l'impact - dans l'ensemble des catégories des catégories d'impact. En revenant au scénario du chauffage électrique, on peut constater à la figure 5-16 qu'il ne constitue pas une option Win-Win dans le contexte d'un compromis 1:1, à cause de l'augmentation de 1,2% du coût total. Cependant, il reste le scénario le plus éco-efficient par rapport au scénario de base.

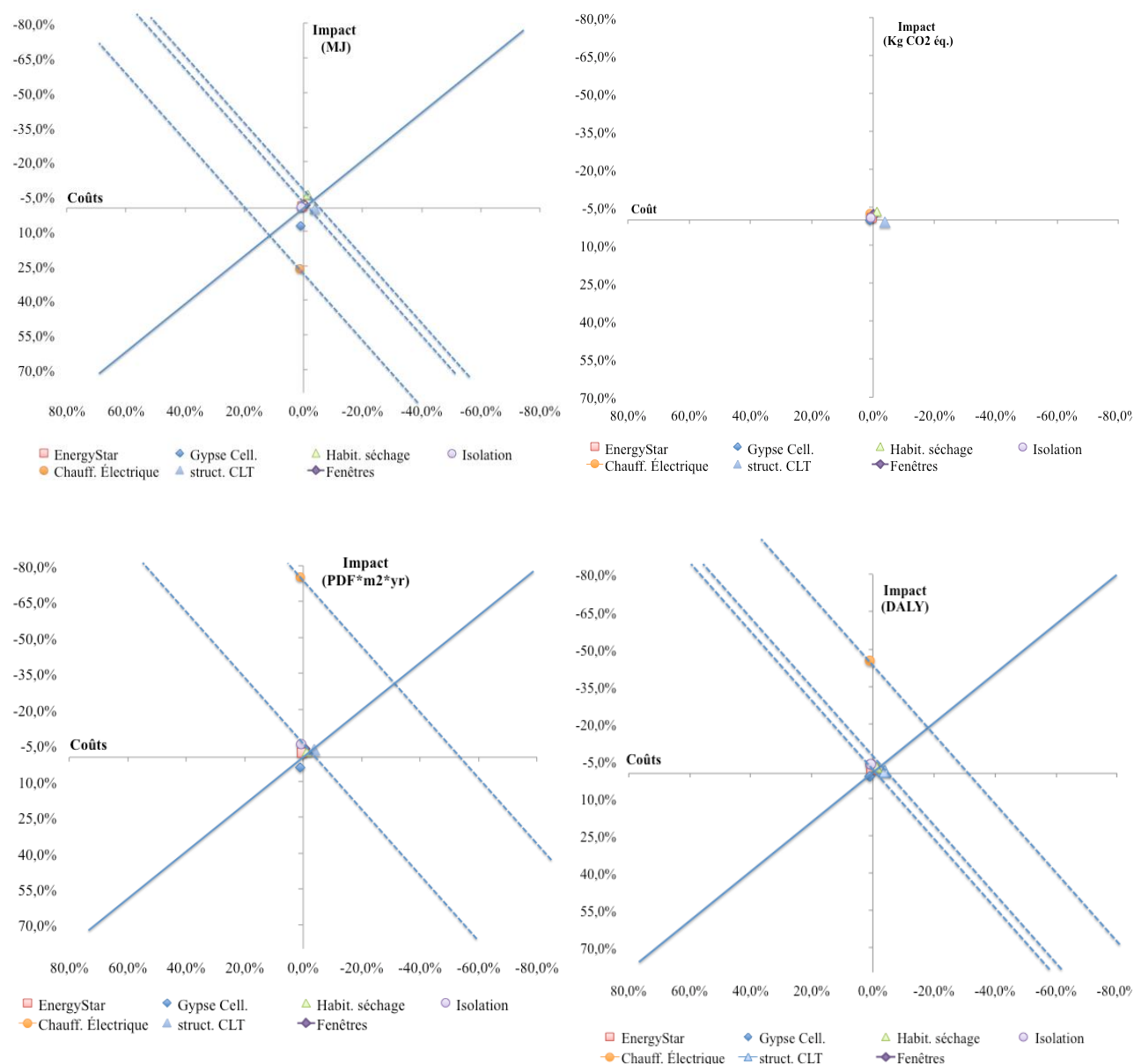


Figure 5-16 Portfolio d'éco-efficience des scénarios de mitigations pour les quatre indicateurs d'impact sur l'utilisation des ressources, le réchauffement climatique, la qualité des écosystèmes et sur la santé humaine (taux d'actualisation à 2%)

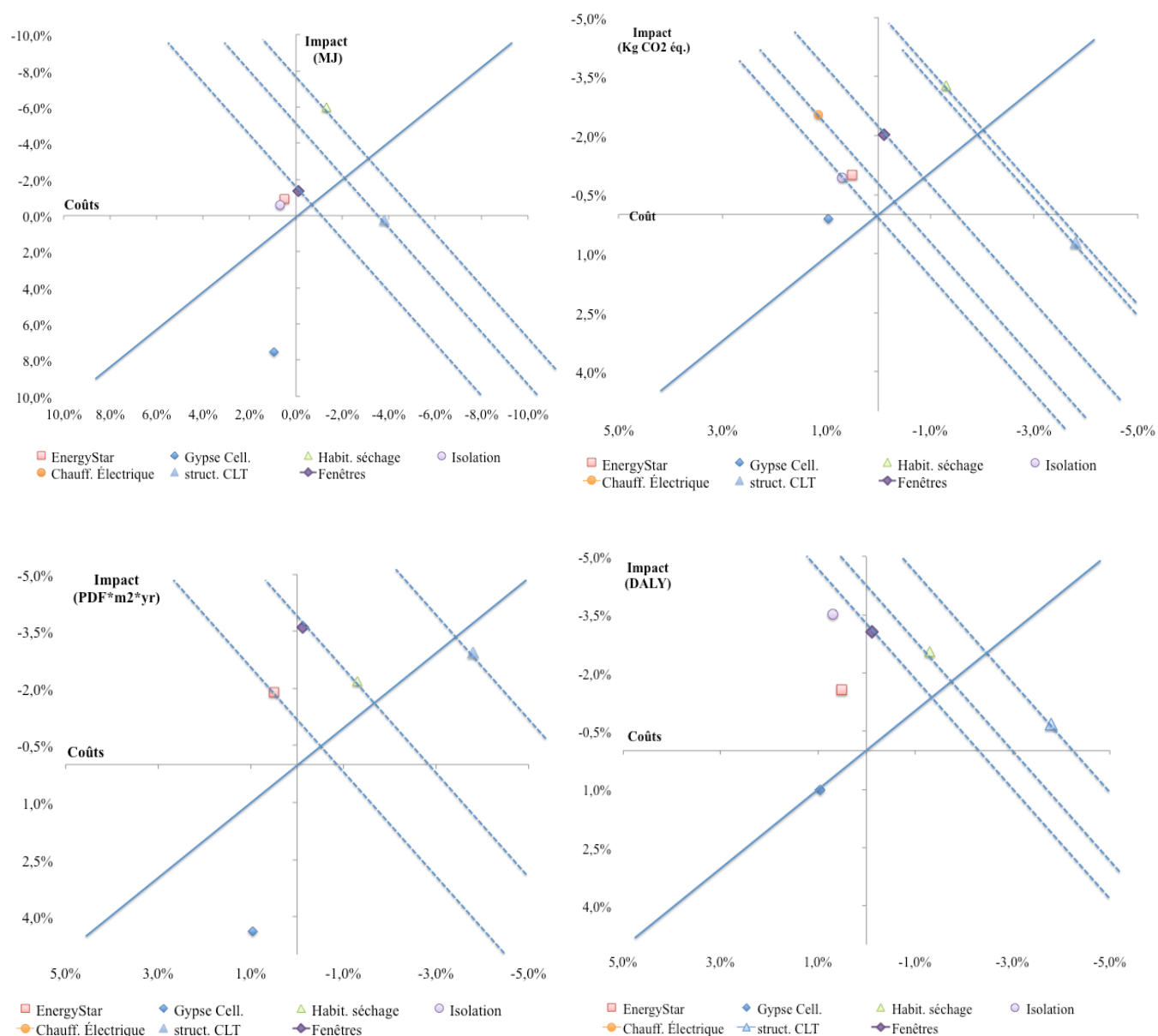


Figure 5-17 Portfolio d'éco-efficience des scénarios de mitigations pour les quatre indicateurs d'impact sur l'utilisation des ressources, le réchauffement climatique, la qualité des écosystèmes et sur la santé humaine (taux d'actualisation à 2%) à échelle réduite.

Analyses de sensibilité

Le taux d'actualisation étant un paramètre sensible qui peut modifier le score économique des scénarios, il est important de tester les résultats avec différents taux d'actualisation. On peut constater aux figures 5-18 / 5-19 et 5-20 / 5-21 la similarité des résultats actualisés à 1% et à 2%. Puisque la différence des coûts a lieu surtout pendant l'opération des bâtiments, l'écart a tendance à diminuer avec le taux d'actualisation à 4%. Pour les scénarios dont la différence de coût a lieu à la phase d'approvisionnement tel que le scénario EnergyStar et l'isolation, cet écart est accentué, car la valeur de l'approvisionnement a tendance à dominer le profil coût plus le taux d'actualité augmente.

De plus une analyse de sensibilité est effectuée sur le choix du facteur de compromis, tel que mentionné plus tôt le compromis est fixé à un pour un. Cependant, il est nécessaire de tester l'influence de ce choix sur le classement des scénarios. Pour ce faire les figures 5-21 et 5-22 illustrent respectivement les portfolios avec un compromis de 1 :2 c'est-à-dire une unité d'amélioration des coûts pour deux unités d'amélioration environnementale, et 2 :1 c.-à-d. deux unités d'amélioration des coûts pour une unité d'amélioration environnementale. On peut voir dans le cas de la figure 5-21 que le déplacement de la limite d'éco-efficience ne modifie pas le résultat. Sauf dans le cas du scénario Énergie Star qui devient plus éco-efficient que le scénario de base. À la figure 5-22 la limite d'éco-efficience se rapproche de l'axe des X, et le scénario des électroménagers EnergyStar est presque à la limite d'éco-efficience. On peut dans ce cas facilement imaginer que ce scénario pourrait devenir non éco-efficient dans le cas d'une plus grande pondération de la réduction des coûts

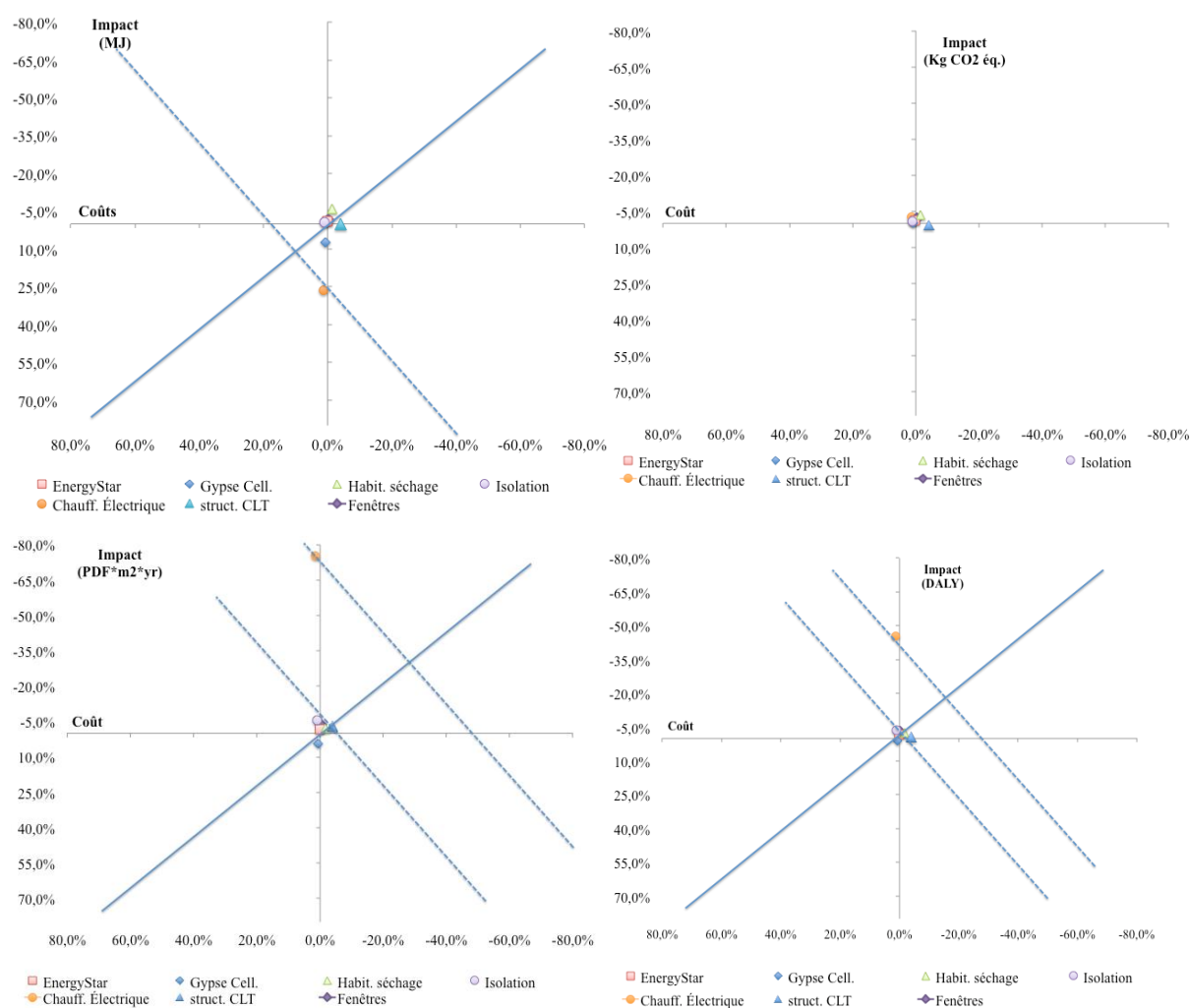


Figure 5-18 Analyse de sensibilité du portfolio d'éco-efficience au taux d'actualisation des coûts à 1%

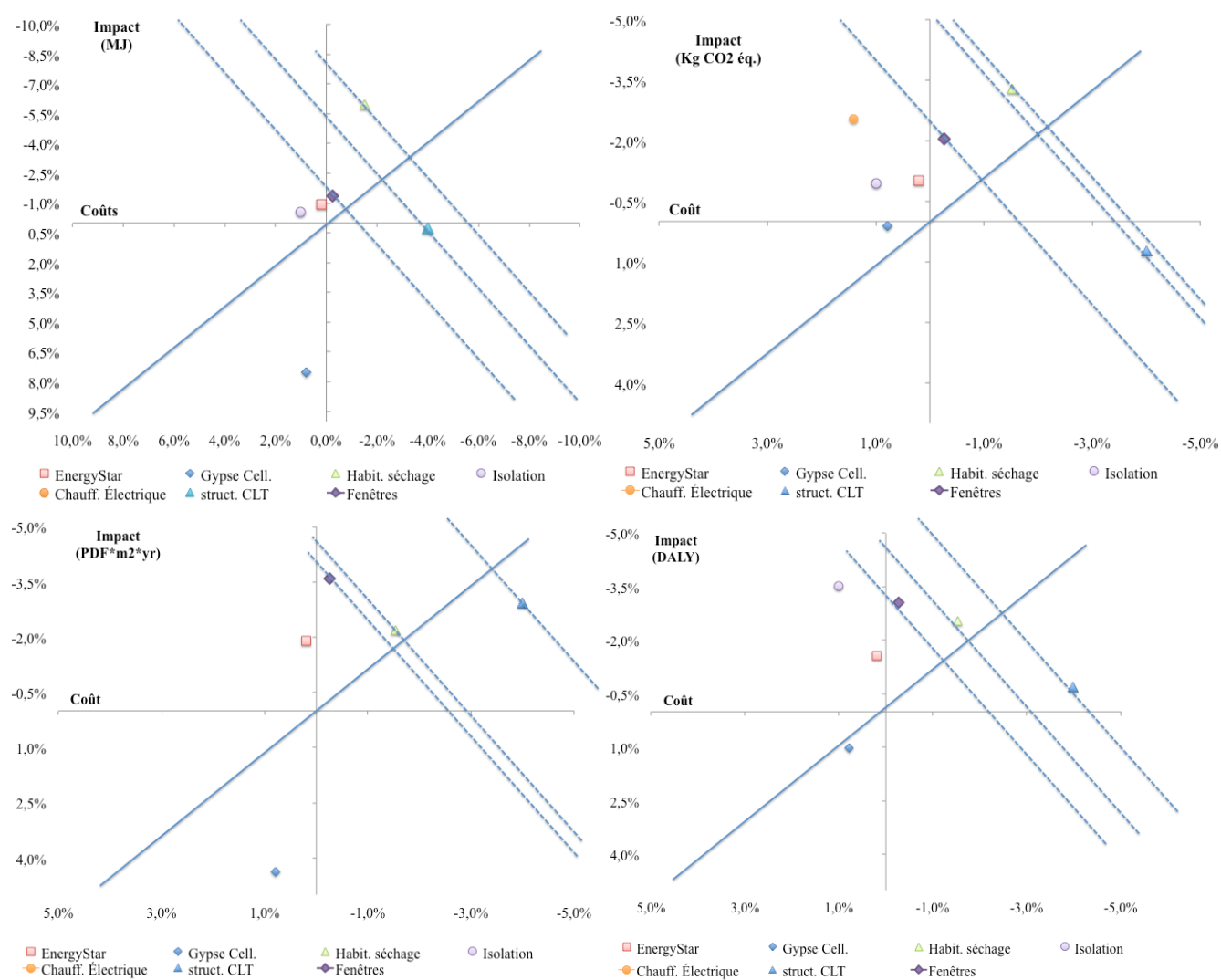


Figure 5-19 Analyse de sensibilité du portfolio d'éco-efficience au taux d'actualisation des coûts à 1% à échelle réduite

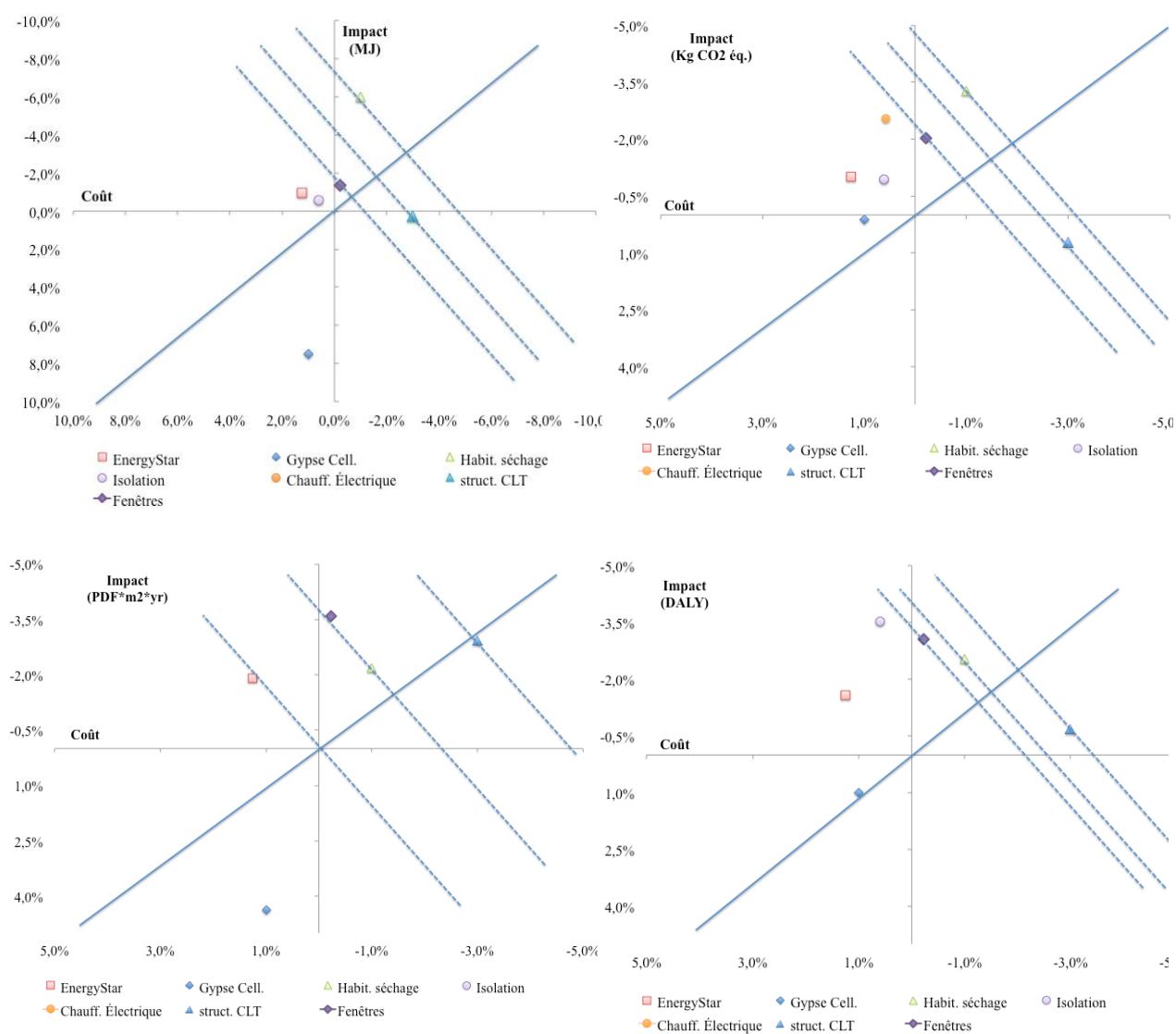


Figure 5-20 Analyse de sensibilité du portfolio d'éco-efficience au taux d'actualisation des coûts à 4% à échelle réduite

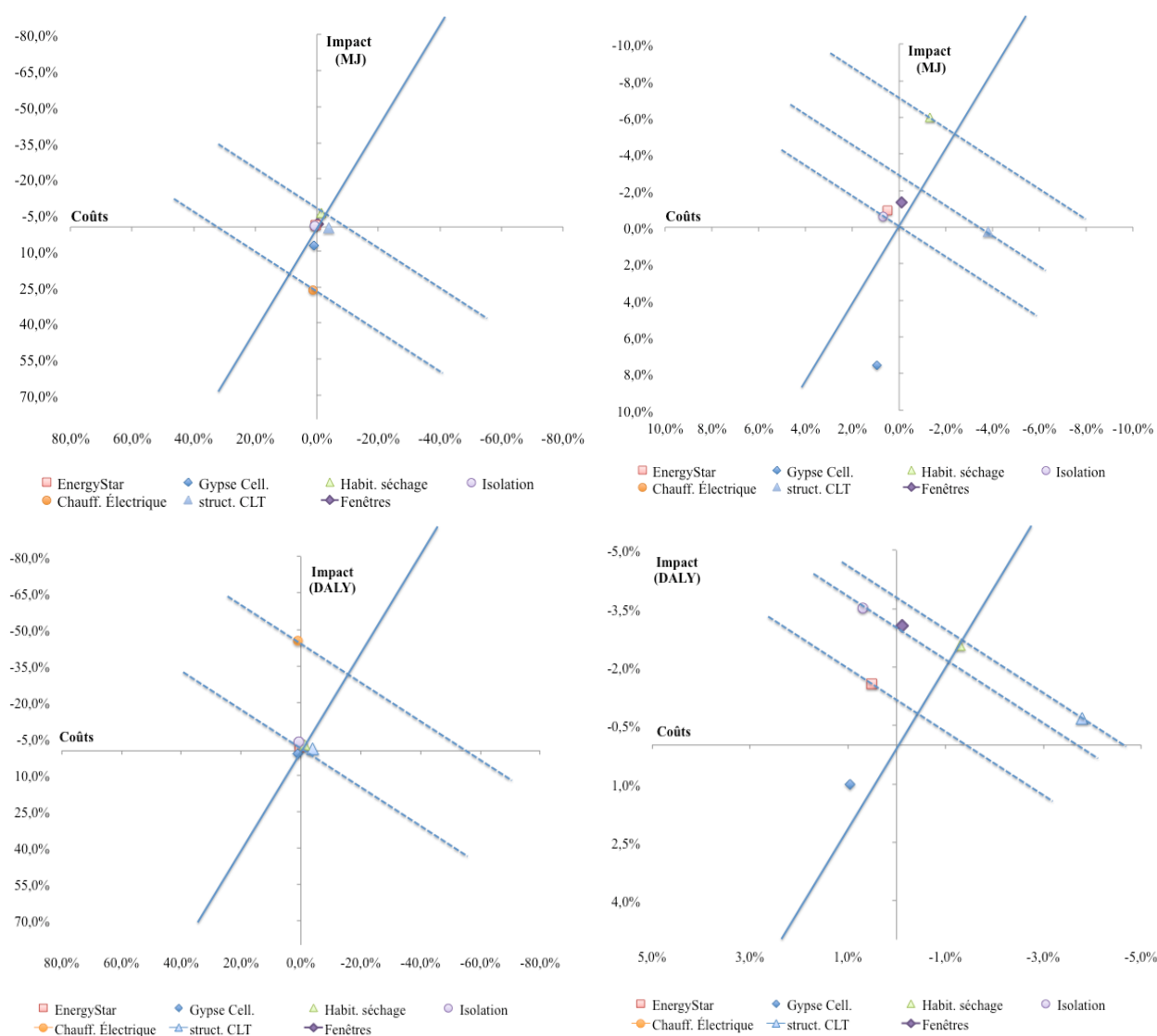


Figure 5-21 Analyse de sensibilité du portfolio d'éco-efficience au facteur de compromis 1:2

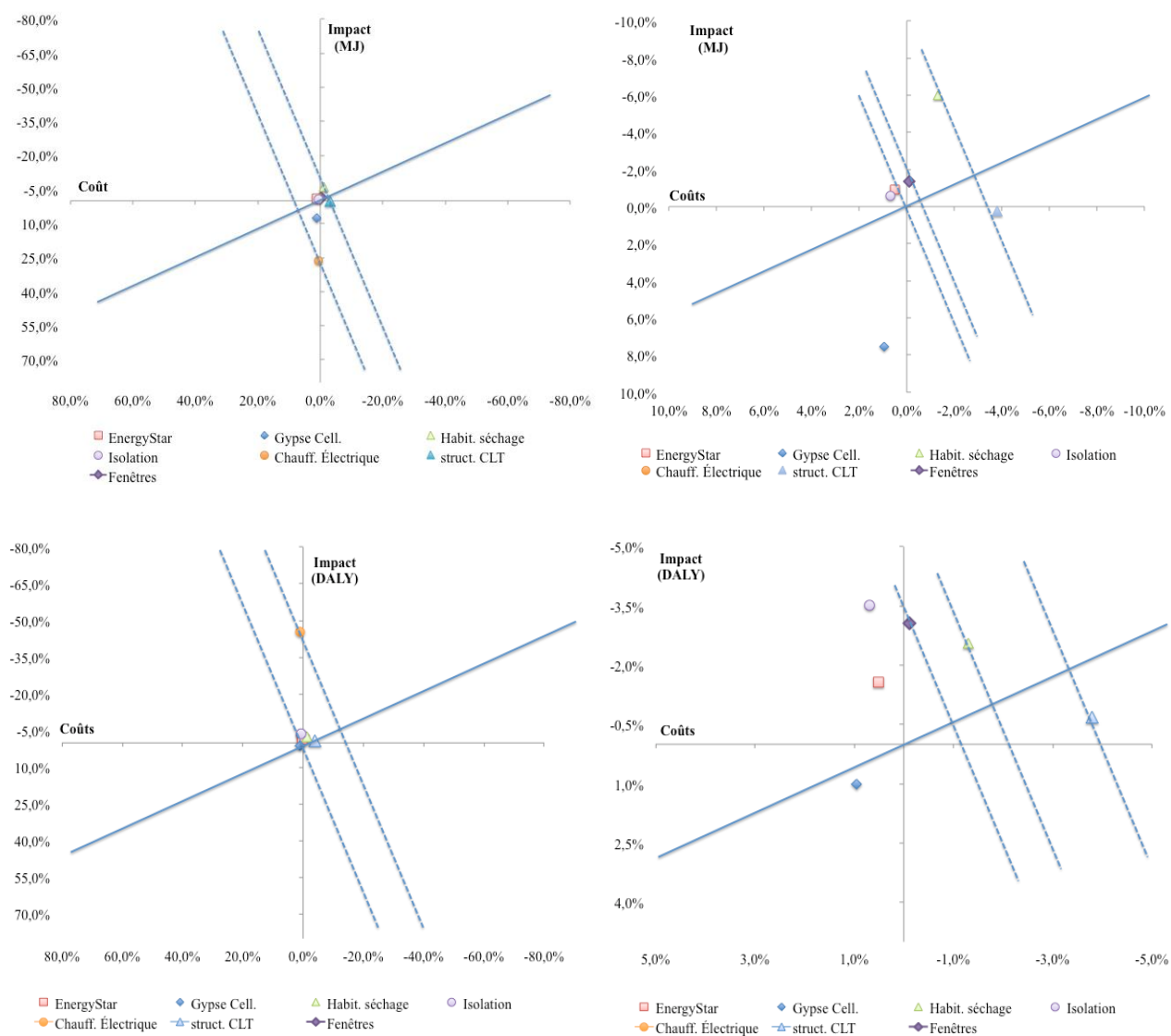


Figure 5-22 Analyse de sensibilité du portfolio d'éco-efficience au facteur de compromis 2:1

CHAPITRE 6 DISCUSSION

Le premier objectif étant de comparer le profil enviro-économique du bâtiment à structure CLT par rapport au bâtiment à structure légère, il faut noter l'approche complète de cette étude qui considère l'ensemble du cycle de vie du bâtiment, plutôt que de se limiter à la structure ou aux matériaux du bâtiment. Ceci met en perspective l'impact des différences dans la structure sur l'ensemble de la durée de vie et assure une meilleure cohérence des frontières physiques du système. Les résultats de l'AcCV environnementale démontrent une différence de moins de 4% du coût total entre les deux bâtiments en faveur du scénario CLT. Cette différence est principalement due à une économie sur le coût d'approvisionnement en cloisons non porteuses. La baisse du coût d'approvisionnement touche principalement l'investisseur, alors que le propriétaire de l'immeuble profite surtout de la baisse du coût de remplacement. Cependant, tel que démontré par l'analyse de sensibilité, le taux d'actuation peut favoriser l'un ou l'autre des acteurs, en mettant l'emphasis sur les coûts actuels (taux d'actualisation élevé) ou futurs (taux d'actualisation plus bas). En ce qui a trait au profil des coûts du cycle de vie du bâtiment, les résultats révèlent que les points chauds sont les matériaux de construction lors de l'étape d'approvisionnement, plus précisément le bois pour le scénario CLT et le revêtement pour le scénario de base. L'étape d'utilisation affiche le même point chaud pour les deux scénarios soit le chauffage et le remplacement du plancher de vinyle. Elle a aussi permis d'identifier le remplacement de la peinture comme contributeur majeur au coût de remplacement.

La comparaison intégrée des deux bâtiments locatifs sous forme d'un tableau de bord, fait ressortir la différence de contribution de l'approvisionnement et de l'opération entre les indicateurs environnementaux de santé humaine et de la qualité des écosystèmes et de coût total. Autrement dit l'opération représente le plus grand impact environnemental du cycle de vie, alors que c'est l'approvisionnement qui domine le coût total des bâtiments. Ceci soulève un compromis à faire entre la réduction des coûts initiaux vs la réduction des impacts sur la santé et sur l'écosystème. Cependant, les indicateurs coût et les indicateurs des changements climatiques et des ressources ont une contribution semblable des étapes de vie surtout pour le chauffage. Au niveau du remplacement du revêtement, le plancher de vinyle représente un point chaud au niveau des coûts

et des impacts environnementaux sur la santé, le réchauffement et les ressources. La présentation des résultats sous forme de tableau de bord permet d'avoir vue d'ensemble sur les impacts potentiels et leurs contributions aux scores, notamment dans l'identification des points chauds respectifs du volet environnemental et économique. Toutefois, elle ne permet pas de faire un choix rapide du meilleur scénario basé sur la relation environnement et économie. C'est donc à travers le deuxième objectif de comparaison des scénarios de mitigation à l'aide d'un modèle d'eco-efficience et d'une AcCV sociétale que cette étude explore le moyen de simplifier l'interprétation de l'analyse intégrée.

La modélisation des scénarios de mitigation illustre un certain nombre de décisions classiques qui visent à réduire l'empreinte environnementale. Ces options sont largement publicisées dans le secteur du bâtiment, tel que les matériaux étiquetés verts ou encore les équipements éco-énergétiques. L'inclusion de l'alternative structure CLT dans l'ensemble des scénarios comparés par rapport au scénario de base permet de mettre en perspective le choix du CLT avec les recommandations de l'AeCV. La comparaison sous forme de tableau de bord a permis de constater que le scénario CLT bien qu'il affiche le plus grand écart de coût (4%) avec le scénario de base par rapport aux autres scénarios, il est le moins performant pour les scores environnementaux. Cette façon de représenter les résultats n'a pas permis de déduire le meilleur scénario en prenant en compte le coût et l'environnement, mais plutôt de les classer par rapport à leur scores dans un indicateur à la fois.

L'AcCV sociétale quant à elle a permis une simplification des scores en une seule unité monétaire et de classer les meilleures options qui affichent le plus bas coût total incluant les externalités environnementales. Ainsi selon cette méthode les scénarios qui se démarquent sont l'habitude de séchage, les fenêtres à haute performance et l'isolation. La méthode Stepwise 2006 et les facteurs de conversion de De Scheryver utilisée dans ce cas donne une plus grande pondération à la santé humaine et à la qualité des écosystèmes. Il en résulte un coût élevé des externalités environnementales du scénario en structure CLT pour la qualité des écosystèmes et la santé humaine, pour laquelle les écarts étaient considérés non significatifs dans la conclusion de l'AeCV menée par le CIRAIG. L'absence d'une analyse d'incertitude constitue dans ce cas une limite.

Cependant, dans un contexte de politique et de programme visant à promouvoir des initiatives de mitigation environnementale, la différence dans les coûts d'externalité peut être internalisée par des subventions. Cependant, il faudrait que ces réductions soient substantielles ce qui n'est pas le cas dans cette étude, où le scénario de séchage qui affiche le meilleur score ne compte qu'une réduction de 800\$ sur 75 ans soit 10\$ par année. De plus, il faudrait que la méthode de monétarisation soit adaptée au contexte régional. La méthode Stepwise 2006 se base sur le PIB et le revenu moyen des ÉU, ce qui ne permet pas de justifier une internalisation des coûts par une taxe. De plus, bien que le modèle employé dans cette étude propose une modélisation semi-dynamique des coûts environnementaux, elle reste insuffisante et très approximative. Un modèle de diffusion des émissions dans le temps pour les quatre indicateurs environnementaux est nécessaire pour des résultats précis. Présentement il existe un seul modèle dynamique pour le carbone biogénique proposée par Levasseur et al. (2010).

Le portfolio d'éco-efficience permet la mise en relation des coûts et des impacts dans un cadre d'interprétation qui se base sur le choix d'un facteur de compromis, bien évidemment ce choix appartient au preneur de décision. Dans le cadre de cette étude, l'analyse d'éco-efficience a permis d'identifier trois scénarios éco-efficients par rapport au scénario de base et de les classés en ordre décroissant: la structure CLT, l'habitude de séchage et finalement les fenêtres à haute performance. Ce résultat a permis de déboulonner les discours marketing visant à toujours offrir des solutions techniques qui ne favorisent pas un changement fondamental dans les modes de production et de consommation et qui constitue une limite au potentiel transformateur du bâtiment durable vers une transition socio écologique des façons de faire. Cependant, le fait que l'interprétation du portfolio d'éco efficience n'est pas basé sur une référence optimale ou encore sur des cibles de réductions, il est difficile de classer avec exactitude les options éco-efficience entre elles. Ce qui soulève la question de la mise en contexte des impacts au niveau micro dans un contexte d'amélioration plus globale. Le manque d'alignement entre les performances à l'échelle micro et les cibles de réduction ou les objectifs de performances établies à des échelles macro constitue une limite. Cependant, bien que ceci soit possible à l'échelle d'une industrie où il est possible de ramener une cible de réduction sectorielle à un ensemble de solutions optimales pour l'atteinte des objectifs, cet exercice reste plus ardu dans le contexte du bâtiment. Ceci amène à se questionner sur la pertinence de l'éco-efficience dans la mesure de la contribution à la performance globale. Autrement dit, est-ce l'éco

efficience sert à faciliter l'atteinte des objectifs macro ou sert-elle tout simplement à exclure les options qui ne permettent pas un réel changement de paradigme dans le secteur d'activité. Ce dernier cas de figure offre l'avantage de considérer un plus grand nombre de solutions sans se limiter par des cibles et des objectifs dictés par un niveau hiérarchique, ce qui favorise l'exploration de solutions nouvelles touchant des enjeux qui ne sont pas encore assimilés au niveau des instances macro.

CHAPITRE 7 CONCLUSION

L'objectif de cette étude est de proposer une approche opérationnelle pour faire une analyse intégrée des coûts et des impacts environnementaux dans le contexte décisionnel de comparaison entre le bâtiment à structure légère et celui à structure CLT. Le profil des deux bâtiments a été raffiné grâce à l'intégration de l'AcCV environnementale et de l'AeCV en tableau de bord. Cela a permis d'identifier des nouvelles opportunités d'amélioration pour la réduction des coûts et des impacts environnementaux de l'utilisation des bâtiments, ce qui constitue une information pertinente pour les architectes afin d'explorer des nouvelles pistes de design, pouvant résulter en une réduction des remplacements notamment de la peinture et du plancher. En conclusion, bien que les profils environnementaux des bâtiments soient similaires, le scénario de structure en CLT semble plus performant au niveau des coûts.

Le modèle d'éco-efficience proposé s'est avéré le plus adapté au contexte opérationnel de prise de décision grâce à ses caractéristiques de facilité et de rapidité d'interprétation. Ce modèle est donc un levier potentiel dans la sélection des options dans un contexte d'écoconception des bâtiments. L'AcCV sociétale quant à elle s'avère moins utile dans ce contexte, car les facteurs de monétarisation de Stepwise 2006 et de sévérité DeSchryver induisent un biais de pondération. Cependant, cette méthode est plus pertinente pour évaluer les projets pilotes en vue la mise en place d'une politique publique, à condition que les facteurs de monétarisation soient améliorer et adaptés au contexte. « Le projet K » étant ancré dans une stratégie plus globale de promotion du bois comme matériau de construction à l'échelle du Québec, cette étude suggère d'améliorer le modèle d'AcCV sociétale en adaptant les facteurs de monétarisation pour le pays concerné et en y ajoutant des externalités sociales comme la valeur sociale du bois. De plus, un modèle des émissions environnementales plus dynamique donnerait des résultats beaucoup plus représentatifs du coût de ces externalités.

Finalement, ces deux méthodes ont un potentiel de déploiement dans le secteur du bâtiment durable. L'écoconception utilisant le modèle d'éco-efficience proposé serait particulièrement adaptée aux acteurs tels que les firmes d'architectes. L'AcCV sociétale a un potentiel pour soutenir les décisions publiques visant à identifier les mesures les plus pertinentes pour la diffusion des pratiques durables de construction.

BIBLIOGRAPHIE

- [IUCN], I. U. f. C. o. N. R. (1980). *World conservation strategy report*. Retrieved from
- [UNEP], U. N. E. P. (2014). GLOBAL ENVIRONMENT OUTLOOK : La stratégie mondiale de la conservation. Retrieved from <http://www.unep.org/GEO/geo3/french/049.htm>
- [WCED], W. C. o. E. D. (1987). *Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future*. Retrieved from
- Abraham, D. M., & Dickinson, R. J. (1998). Disposal costs for environmentally regulated facilities: LCC approach. *Journal of construction engineering and management*, 124(2), 146-154.
- Ackerman, F., & Heinzerling, L. (2004). Priceless. *ON KNOWING THE PRICE OF EVERYTHING AND THE VALUE OF NOTHING*, 38.
- Al-Ghamdi, S. G., & Bilec, M. M. (2017). Green Building Rating Systems and Whole-Building Life Cycle Assessment: Comparative Study of the Existing Assessment Tools. *Journal of Architectural Engineering*, 23(1). doi:doi:10.1061/(ASCE)AE.1943-5568.0000222
- Andrews, E. S., et al. (2000). *Guidelines for social life cycle assessment of products*: United Nations Environment Programme.
- Arrow, K. J. L., Robert C. (2013). Uncertainty and the Evaluation of Public Investment Decisions. *Journal of Natural Resources Policy Research*, 6(1), 29-44. doi:10.1080/19390459.2014.867640
- Audet, R. (2015). Le champ des sustainability transitions: origines, analyses et pratiques de recherche. *Cahiers de recherche sociologique*(58), 73-93.
- Berardi, U. (2012). Sustainability assessment in the construction sector: rating systems and rated buildings. *Sustainable Development*, 20(6), 411-424.
- Berardi, U. (2013a). Clarifying the new interpretations of the concept of sustainable building. *Sustainable Cities and Society*, 8, 72-78. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.scs.2013.01.008>
- Berardi, U. (2013b). Sustainability assessment of urban communities through rating systems. *Environment, development and sustainability*, 15(6), 1573.
- Boardman, A. E., & Boardman, A. E. (2008). *Cost-benefit analysis*: Pearson.
- Boustani, A., et al. (2010). *Appliance remanufacturing and life cycle energy and economic savings*. Paper presented at the Sustainable Systems and Technology (ISSST), 2010 IEEE International Symposium on.
- Boyd, J., & Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63(2), 616-626.
- Buyle, M. e. a. (2013). Life cycle assessment in the construction sector: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 26, 379-388.
- Cabeza, L. F. R., Lúcia ; Vilariño, Virginia ; Pérez, Gabriel ; Castell, Albert. (2014). Life cycle assessment (LCA) and life cycle energy analysis (LCEA) of buildings and the building

- sector: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 29(0), 394-416. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2013.08.037>
- Cassidy, R. (2003). White paper on sustainability. *Building Design and Construction*, 10.
- CBRE. (2017). *Évolution des taux d'actualisation et d'investissement Canada*. Retrieved from
- CIRAIG. (2015). *ANALYSE DU CYCLE DE VIE DE BATIMENTS DANS LE CADRE D'UN PROJET DE DEMONSTRATION D'HABITATIONS COMMUNAUTAIRES ABORDABLES A BASSE CONSOMMATION D'ENERGIE*. CIRAIG.
- Conte, E., & Monno, V. (2012). Beyond the buildingcentric approach: A vision for an integrated evaluation of sustainable buildings. *Environmental Impact Assessment Review*, 34(0), 31-40. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2011.12.003>
- Cornes, R., & Sandler, T. (1996). *The theory of externalities, public goods, and club goods*: Cambridge University Press.
- Costanza, R., et al. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253-260.
- Costanza, R. D., Herman E. (1992). Natural Capital and Sustainable Development. *Conservation Biology*, 6(1), 37-46. doi:10.1046/j.1523-1739.1992.610037.x
- Council., M. H. C. f. t. C. G. B. (2014). *Canada Green Building Trends: Benefits Driving the New and Retrofit Market*. Retrieved from
- Dasgupta, A. K. (1974). Cost-benefit analysis *Economic Theory and the Developing Countries* (pp. 87-97): Springer.
- De Schryver, A. M., et al. (2009). Characterization factors for global warming in life cycle assessment based on damages to humans and ecosystems: ACS Publications.
- Dupras, J., & Revéret, J.-P. (2015). *Nature et économie: un regard sur les écosystèmes du Québec*: PUQ.
- Dyckhoff, H., et al. (2015). Rationality of eco-efficiency methods: Is the BASF analysis dependent on irrelevant alternatives? *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(11), 1557-1567. doi:10.1007/s11367-015-0957-9
- Eisenführ, F., et al. (2010). *Rational decision making*: Springer.
- Espinoza, O., et al. (2012). Forest certification and green building standards: overview and use in the U.S. hardwood industry. *Journal of Cleaner Production*, 33(0), 30-41. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.05.004>
- Ezzati, M., et al. (2004). *Comparative quantification of health risks: global and regional burden of disease attributable to selected major risk factors*: OMS.
- Farber, S. C., et al. (2002). Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics*, 41(3), 375-392. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00088-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00088-5)
- Finco, A. N., Peter. (2001). Pathways to urban sustainability. *Journal of Environmental Policy and Planning*, 3(4), 289-302. doi:10.1002/jep.94

- Finnveden, G., et al. (2009). Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*, 91(1), 1-21. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.06.018>
- Flyvbjerg, B., et al. (2005). How (in) accurate are demand forecasts in public works projects?: The case of transportation. *Journal of the American planning association*, 71(2), 131-146.
- Galiani, F. (1955). *De la monnaie:(1751)* (Vol. 21): Librairie M. Riviere.
- Geels, F. W. (2002). Technological transitions as evolutionary reconfiguration processes: a multi-level perspective and a case-study. *Research policy*, 31(8), 1257-1274.
- Gibbs, D., & O'Neill, K. (2015). Building a green economy? Sustainability transitions in the UK building sector. *Geoforum*, 59, 133-141. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.geoforum.2014.12.004>
- Gluch, P., & Baumann, H. (2004). The life cycle costing (LCC) approach: a conceptual discussion of its usefulness for environmental decision-making. *Building and Environment*, 39(5), 571-580. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2003.10.008>
- Gollier, C. (2008). Discounting with fat-tailed economic growth. *Journal of Risk and Uncertainty*, 37(2-3), 171-186.
- Gollier, C. (2012). Actualisation et développement durable: En faisons-nous assez pour les générations futures? *ANNALS OF ECONOMICS AND STATISTICS/Annales d'économie et de statistique*, 57-96.
- Green, L., et al. (1997). Rate of temporal discounting decreases with amount of reward. *Memory & Cognition*, 25(5), 715-723. doi:10.3758/bf03211314
- Guinée, J. B. H., Reinout Huppes, Gjalt Zamagni, Alessandra Masoni, Paolo Buonamici, Roberto Ekvall, Tomas Rydberg, Tomas. (2010). Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future†. *Environmental Science & Technology*, 45(1), 90-96. doi:10.1021/es101316v
- Hamner, B., & Stinson, C. H. (1995). Managerial accounting and environmental compliance costs. *Journal of Cost Management*, 9(2), 4-10.
- Hauschild, M. Z., & Huijbregts, M. A. (2015). *Life cycle impact assessment*: Springer.
- Heijungs, R., et al. (2013). Toward a computational structure for life cycle sustainability analysis: unifying LCA and LCC. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(9), 1722-1733. doi:10.1007/s11367-012-0461-4
- Hellström, T. (2007). Dimensions of environmentally sustainable innovation: the structure of eco-innovation concepts. *Sustainable Development*, 15(3), 148-159.
- Hellweg, S., et al. (2005). Assessing the Eco-efficiency of End-of-Pipe Technologies with the Environmental Cost Efficiency Indicator. *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 189-203. doi:10.1162/108819805775247864
- Henderson, N., & Bateman, I. (1995). Empirical and public choice evidence for hyperbolic social discount rates and the implications for intergenerational discounting. *Environmental and Resource Economics*, 5(4), 413-423.

- Hill, R. C., & Bowen, P. A. (1997). Sustainable construction: principles and a framework for attainment. *Construction Management & Economics*, 15(3), 223-239.
- Hopkins, R. J. (2010). Localisation and Resilience at the local level: the case of Transition Town Totnes.
- Hosseinijou, S. A., et al. (2014). Social life cycle assessment for material selection: a case study of building materials. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(3), 620-645. doi:10.1007/s11367-013-0658-1
- Hunkeler, D., & Rebitzer, G. (2008). *Environmental Life Cycle Costing*: by the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC).
- Huppes, G., & Ishikawa, M. (2005). Eco- efficiency and Its Terminology. *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 43-46.
- Huppes, G., & Ishikawa, M. (2007). *Quantified Eco-Efficiency*: Springer.
- ISO, B. 15686-5: 2008. *Buildings and Constructed Assets—Service-Life Planning—Life-Cycle Costing*.
- Itsubo, N., & Inaba, A. (2012). LIME2 life-cycle impact assessment method based on endpoint modeling. *Life-Cycle Assessment Society of Japan: Tokyo, Japan*.
- Itsubo, N., et al. (2004). Weighting across safeguard subjects for LCIA through the application of conjoint analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(3), 196-205. doi:10.1007/bf02994194
- Jolliet, O., et al. (2010). *Analyse du cycle de vie: comprendre et réaliser un écobilan* (Vol. 23): PPUR presses polytechniques.
- Keiner, M., & Kim, A. (2007). Transnational city networks for sustainability. *European Planning Studies*, 15(10), 1369-1395.
- Kibert, C. J. (1994). *Establishing principles and a model for sustainable construction*. Paper presented at the Proceedings of the first international conference on sustainable construction.
- Kibert, C. J. (2016). *Sustainable construction: green building design and delivery*: John Wiley & Sons.
- Kicherer, A. S., Stefan Tschochohei, Heinrich Pozo, Beatriz Ferreira. (2007). Eco-efficiency. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(7), 537-543. doi:10.1065/lca2007.01.305
- Kite, D. (1995). Capital budgeting: integrating environmental impact. *Journal of Cost Management*, 9(2), 11-14.
- Kloepffer, W. (2008). Life cycle sustainability assessment of products. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(2), 89-95. doi:10.1065/lca2008.02.376
- Klöpffer, W. (2003). *Life-cycle based methods for sustainable product development*: Springer.

- Klöpffer, W., & Ciroth, A. (2011). Is LCC relevant in a sustainability assessment? *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(2), 99-101. doi:10.1007/s11367-011-0249-y
- Kobayashi, Y., et al. (2005). A practical method for quantifying eco- efficiency using eco- design support tools. *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 131-144.
- Krikke, H., et al. (2003). Concurrent product and closed-loop supply chain design with an application to refrigerators. *International Journal of Production Research*, 41(16), 3689-3719.
- Krutilla, J. V., & Eckstein, O. (1958). *Multipurpose river development: studies in applied economic analysis*: Johns Hopkins.
- Kshirsagar, A. S., et al. (2010). Suitability of life cycle cost analysis (LCCA) as asset management tools for institutional buildings. *Journal of Facilities Management*, 8(3), 162-178. doi:10.1108/14725961011058811
- Kuosmanen, T., & Kortelainen, M. (2005). Measuring eco- efficiency of production with data envelopment analysis. *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 59-72.
- Labaye, A., & Sauer, T. (2013). *City networks and the socio-ecological transition. A European inventory*. Retrieved from
- Lancaster, K. (1971). *Consumer Demand; a New Approach* Columbia University Press New York Google Scholar.
- Levasseur, A., et al. (2010). Considering Time in LCA: Dynamic LCA and Its Application to Global Warming Impact Assessments. *Environmental Science & Technology*, 44(8), 3169-3174. doi:10.1021/es9030003
- Lowe, R. (2007). *Addressing the challenges of climate change for the built environment*: Taylor & Francis.
- Mami, F. (2015). *Éco-efficience et analyse des coûts du cycle de vie: développement d'un outil d'aide à la conception dans l'industrie aéronautique*. École Polytechnique de Montréal.
- Mateo, J. R. S. C. (2012). Multi-attribute utility theory. *Multi Criteria Analysis in the Renewable Energy Industry*, 63-72.
- McMichael, A. J., et al. (2006). Climate change and human health: present and future risks. *The Lancet*, 367(9513), 859-869. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0140-6736\(06\)68079-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0140-6736(06)68079-3)
- Mebratu, D. (1998). Sustainability and sustainable development: Historical and conceptual review. *Environmental Impact Assessment Review*, 18(6), 493-520. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0195-9255\(98\)00019-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0195-9255(98)00019-5)
- Michelsen, O., et al. (2006). Eco-efficiency in extended supply chains: A case study of furniture production. *Journal of Environmental Management*, 79(3), 290-297. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.07.007>
- Mont, O. B., Raimund. (2007). Sustainable consumption and resource management in the light of life cycle thinking. *European Environment*, 17(1), 59-76. doi:10.1002/eet.434

- Nijkamp, P., et al. (2008). Economic valuation of biodiversity: A comparative study. *Ecological Economics*, 67(2), 217-231.
- Nordhaus, W. (2008). New metrics for environmental economics: Gridded economic data. *Integrated Assessment*, 8(1).
- Norris, G. (2001). Integrating life cycle cost analysis and LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 6(2), 118-120. doi:10.1007/BF02977849
- Oka, T., et al. (2005). Calculating Cost-effectiveness for Activities with Multiple Environmental Effects Using the Maximum Abatement Cost Method. *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 97-103. doi:10.1162/108819805775248007
- Oka, T. a. (2007). Maximum abatement costs for calculating cost-effectiveness of green activities with multiple environmental effects *Quantified Eco-Efficiency* (pp. 41-78): Springer.
- Ortiz, O., Castells, Francesc, Sonnemann, Guido. (2009). Sustainability in the construction industry: A review of recent developments based on LCA. *Construction and Building Materials*, 23(1), 28-39.
- Pearce, D. (1983). Cost-Benefit Analysis. *London and Basingstoke: MacMillan Press Ltd.*
- Pearce, D., et al. (2002). Economic valuation with stated preference techniques: A manual: Edward Elgar.
- Petroche, D., et al. (2015). Life cycle assessment of residential buildings: a review of methodologies. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 194, 217-225.
- Pigé, B., & Cappelletti, L. (2016). *Management et contrôle de gestion: DSCG épreuve 3*. Retrieved from
- Pizzol, M., et al. (2015). Monetary valuation in Life Cycle Assessment: a review. *Journal of Cleaner Production*, 86, 170-179. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.007>
- Pizzol, M. a. (2015). Monetary valuation in Life Cycle Assessment: a review. *Journal of Cleaner Production*, 86(0), 170-179. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.007>
- Quariguasi Frota Neto, J., et al. (2009). A methodology for assessing eco-efficiency in logistics networks. *European Journal of Operational Research*, 193(3), 670-682. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ejor.2007.06.056>
- Rebitzer, G., et al. (2003). LCC—the economic pillar of sustainability: methodology and application to wastewater treatment. *Environmental progress*, 22(4), 241-249.
- Remmen, A. (2007). *Life cycle management: a business guide to sustainability*: UNEP/Earthprint.
- Rüdenauer, I., et al. (2005). Integrated Environmental and Economic Assessment of Products and Processes. *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 105-116. doi:10.1162/108819805775248061
- Saling, P., et al. (2002). Eco-efficiency analysis by BASF: the method. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 7(4), 203-218.
- Sassi, F. (2006). Calculating QALYs, comparing QALY and DALY calculations. *Health policy and planning*, 21(5), 402-408.

- Schade, J. (2007). *Life cycle cost calculation models for buildings*. Paper presented at the Nordic Conference on Construction Economics and Organisation: 14/06/2007-15/06/2007.
- Schmidheiny, S. (1992). *Changing course: A global business perspective on development and the environment* (Vol. 1): MIT press.
- Scholz, R. W., & Wiek, A. (2005). Operational Eco- efficiency: Comparing Firms' Environmental Investments in Different Domains of Operation. *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 155-170.
- Schubert, K. (2004). *Eléments sur l'actualisation et l'environnement*. Retrieved from http://www.uclouvain.be/cps/ucl/doc/core/documents/E2M2_9.pdf?ref=Guzels.TV
- Schumpeter, J. A. (1978). *Can capitalism survive?* : HarperCollins Publishers.
- Sherif, Y. S., & Kolarik, W. J. (1981). Life cycle costing: concept and practice. *Omega*, 9(3), 287-296.
- Singh, A. e. a. (2010). Review of life-cycle assessment applications in building construction. *Journal of Architectural Engineering*, 17(1), 15-23.
- Standard, I. (2006). *Environmental management-Life cycle assessment-Requirements and guidelines* (Vol. 14044): ISO.
- Stiglitz, J. E. (2000). *Economics of the public sector*: WW Norton & Company Ltd.
- Stiglitz, J. E., et al. (2009). Rapport de la Commission sur la mesure des performances économiques et du progrès social.
- Stigson, B. (2000). Eco-efficiency: Creating more value with less impact. *WBCSD*, 8, 5-36.
- Swarr, T., et al. (2011). Environmental life-cycle costing: a code of practice. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(5), 389-391. doi:10.1007/s11367-011-0287-5
- Sylvain, G. (2013). *Étude de l'impact de l'émergence des projets de bâtiment écologique sur le processus de livraison de projet de bâtiment*. (MAÎTRISE), ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE.
- Thomas, C. D., et al. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature*, 427(6970), 145-148. doi:http://www.nature.com/nature/journal/v427/n6970/supinfo/nature02121_S1.html
- Torrance, G. W., et al. (1995). Multi-attribute preference functions. Health Utilities Index. *Pharmacoeconomics*, 7(6), 503-520.
- Tryzna, T. C. (1995). *A sustainable world: defining and measuring sustainable development*. Sacramento, IUCN.
- UNEP. (2012). Sustainable Buildings Protocol. Retrieved from <http://www.unep.org/sbci/Activities/SBIndex.asp>
- Valdes-Vasquez, R., & Klotz, L. E. (2012). Social sustainability considerations during planning and design: Framework of processes for construction projects. *Journal of construction engineering and management*, 139(1), 80-89.

- Valdivia, S., et al. (2012). A UNEP/SETAC approach towards a life cycle sustainability assessment—our contribution to Rio+20. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(9), 1673-1685. doi:10.1007/s11367-012-0529-1
- Wang, L. T., Anne Juslin, Heikki. (2014). Use of wood in green building: a study of expert perspectives from the UK. *Journal of Cleaner Production*, 65(0), 350-361. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.08.023>
- Weidema, B. P. (2009). Using the budget constraint to monetarise impact assessment results. *Ecological Economics*, 68(6), 1591-1598. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.01.019>
- Weidema, B. P., et al. (2013). *Overview and methodology: Data quality guideline for the ecoinvent database version 3*. Retrieved from
- Werner, F., & Richter, K. (2007). Wooden building products in comparative LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(7), 470-479. doi:10.1065/lca2007.04.317
- Woon, K. S., & Lo, I. M. C. (2016). An integrated life cycle costing and human health impact analysis of municipal solid waste management options in Hong Kong using modified eco-efficiency indicator. *Resources, Conservation and Recycling*, 107, 104-114. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.11.020>
- Zamagni, A., et al. (2011). Strengths or bias in social LCA? *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(7), 596-598. doi:10.1007/s11367-011-0309-3
- Zamagni, A., et al. (2009). *D20 blue paper on life cycle sustainability analysis, deliverable 20 of work package 7 of the CALCAS project*. Retrieved from
- Zamagni, A., et al. (2008). Critical review of the current research needs and limitations related to ISO-LCA practice. *Deliverable D7 of work package, 5*, 106.
- Zhao, Z.-Y. Z., Xiao-Jing Davidson, Kathryn Zuo, Jian. (2012). A corporate social responsibility indicator system for construction enterprises. *Journal of Cleaner Production*, 29–30(0), 277-289. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.12.036>
- Zuo, J. Z., Zhen-Yu. (2014). Green building research—current status and future agenda: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 30(0), 271-281. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2013.10.021>

ANNEXE A – MÉTHODE DE L'ACVE

Données d'inventaire

Cette étude a privilégié les données primaires disponibles et faciles d'accès au départ, suivi d'une collecte de données plus détaillée pour certains processus/paramètres clés spécifiques. Ces données proviennent de trois sources : l'entrepreneur chargé de la construction, les données calculés à partir des plans et devis et les simulations de consommation énergétique (chauffage, eau chaude et électricité) fournis par la firme responsable de la fourniture (Poly-énergie).

Pour ce qui est des données secondaires, elles proviennent principalement d'articles scientifiques sur des ACV de bâtiments ainsi que des jeux de données d'inventaire du cycle de vie (ICV) disponibles dans la base de données ecoinvent version 3.1 (www.ecoinvent.ch/). Il faut noter que l'utilisation de données européennes pour représenter l'Amérique du Nord peut introduire un biais dans certains cas. Cependant, la base de données ecoinvent contient aussi des jeux de données spécifiques au contexte québécois, développé dans le cadre du projet de base de données d'inventaire du cycle de vie québécoise, mené par le CIRAIG. Ces données concernent le bouquet électrique (grid mix) québécois relié au processus d'avant plan, les productions de bois, d'eau potable, de ciment ou d'OSB. Il est toutefois important de noter que tous les processus d'avant-plan ayant lieu au Québec font appel aux processus d'arrière-plan les plus appropriés au contexte énergétique en question puisque le bouquet électrique québécois est inclus dans la base de données ecoinvent v 3.1

Tableau A.1 Principales données, sources et hypothèse utilisés sans l'ICV d'avant plan (source : rapport du CIRAIG)

Paramètres	Hypothèses		Données utilisées	Commentaires
	Bloc A	Bloc B		
Production des matériaux				
Bois d’œuvre	Quantités issues de la collecte auprès de la SHQ [3].	Donnée interne de production de bois québécoise	Les données ont été extraites à partir des plans et devis par la SHQ. Des informations complémentaires (masse volumique, ...) ont été collectées dans la littérature pour les adapter aux données disponibles dans les bases de données. La donnée de production de bois (utilisée pour le bois d’œuvre ou le CLT) est une donnée interne au CIRAIG spécifique au Québec, développée pour la version 3.2 de <i>ecoinvent</i> .	
CLT		Donnée Athena [4], adaptée au contexte québécois.		
OSB		Données <i>ecoinvent</i> v3.1 (donnée Qc)		
Glulam				
Ciment		Données <i>ecoinvent</i> v3.1 (données Québec ou mondiales)		
Autres matériaux (acier, revêtements, ...)				
Système de ventilation	Quantité adaptée selon la superficie du bâtiment.	Donnée <i>ecoinvent</i> v3.1	Extrapolation de la donnée <i>ecoinvent</i> à la superficie des deux bâtiments.	
Câblage et plomberie	Quantité de cuivre issue de la littérature [9]	Donnée <i>ecoinvent</i> v3.1	n/a	
Transports jusqu’au site de construction	Bois d’œuvre et CLT : 515 km (depuis Chibougameau)	Données <i>ecoinvent</i> v3.1	n/a	
	OSB, lamellé-collé : 250 km (production au Québec)			
	Béton : donnée interne			
	Autres matériaux : 250 km pour ceux produits au Québec, 500km pour les autres.			
Construction				
Excavation	1500 m ³ excavé par bloc [3].	Donnée <i>ecoinvent</i> v3.1	n/a	
Autre énergie	Consommation de 40 kWh/m ² en diesel. [1]	Donnée <i>ecoinvent</i> v3.1	Estimation sommaire en l’absence d’autre donnée.	
	Consommation de 250 000 kWh d’électricité pour la totalité de l’étape de	Donnée <i>ecoinvent</i> v3.1	Pour les deux bâtiments. Divisée par deux en l’absence d’information plus détaillées spécifiques à chaque bâtiment.	

Hypothèses générales :

Dans les cas où aucune source n'était disponible, des hypothèses ont aussi été posées, en accord avec la SHQ. Les principales estimations et hypothèses relatives aux systèmes sont énumérées plus bas.

1. La durée de vie des bâtiments : les bâtiments seront construits dans une perspective durable. Ils sont voués à être utilisés de façon optimale et le plus longtemps possible. Une durée de vie de 75 ans est donc supposée. Une analyse de sensibilité a été effectuée sur ce paramètre.
2. Les distances de transport (approvisionnement en matériaux, gestion des déchets) sont basées sur les valeurs par défaut de la base de données ecoinvent v3.1.
3. Les quantités de matériaux nécessaires à la construction des bâtiments sont principalement extraites des plans et devis. Ses données étant parfois fournies en surface ou volume, des estimations ont été faites quand aux épaisseurs et densités pour les transformer en masse, nécessaires pour modéliser les matériaux dans les bases de données utilisées.
4. Les pertes de matériaux sont calculées à partir de la caractérisation des conteneurs de chantiers et des quantités de matériaux extraites des plans et devis. Ces données étant toutefois incomplètes, des données de la littérature ont aussi été testées en analyse de sensibilité.
5. La consommation d'énergie provient de deux sources de données distinctes : la consommation électrique a été fournie par l'entrepreneur alors que la consommation de carburant est issue de la littérature, en l'absence d'information de la part de l'entrepreneur.

Étude d'impact

La méthode européenne IMPACT 2002+ (Jolliet et al., 2003), reconnue internationalement, a été choisie pour effectuer l'évaluation des impacts du cycle de vie. La version utilisée par le CIRAIG correspond à la version 2.10 (Jolliet et coll., 2003 et illustrée sur www.sph.umich.edu/riskcenter/jolliet/impact2002+.htm), modifiée afin que les catégories d'impacts Eutrophisation aquatique et Acidification aquatique soient intégrées à la catégorie de dommage Qualité des écosystèmes (Figure 7-2)

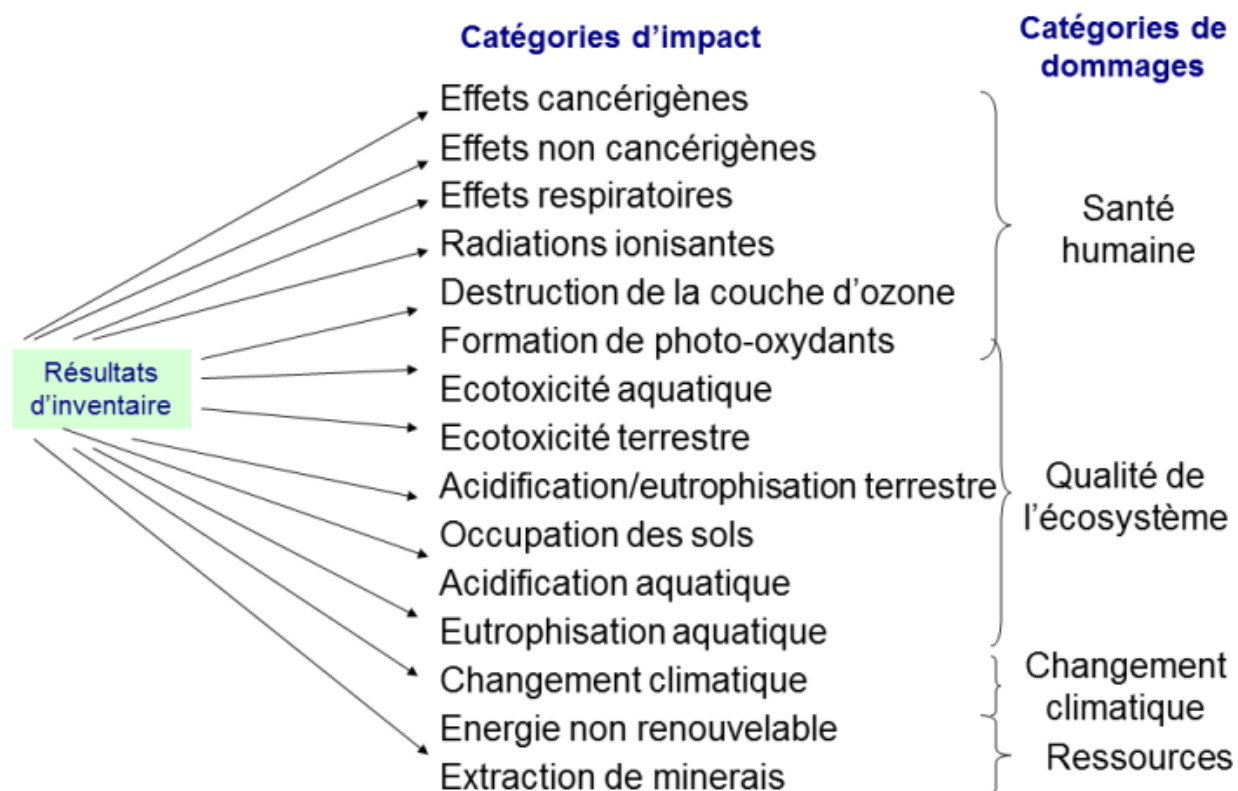


Figure A.1 Catégories de dommage et d'impacts selon la méthode IMPACT 20002+

Les catégories de dommages se résumer ainsi :

- **Santé humaine** : cette catégorie prend en compte les substances ayant des effets toxiques (cancérogènes et non cancérogènes) et respiratoires, produisant des radiations ionisantes et qui contribuent à la destruction de la couche d'ozone. Afin d'évaluer le facteur de dommage, la gravité de la maladie potentiellement causée par ces substances est exprimée en DALY - Disabled Adjusted Life Years, unité reflétant le dommage à la santé humaine.
- **Qualité des écosystèmes** : cette catégorie regroupe les impacts liés à la toxicité aquatique et terrestre, à l'acidification et à l'eutrophisation aquatique, à l'acidification et à la nutrification terrestre et à l'occupation des terres. Elle est quantifiée en fraction d'espèces potentiellement disparues, sur une surface donnée et durant une certaine période de temps, par kilogramme de substance émise (www*an/kg).

- **Changement climatique** : le potentiel de chaque gaz à effet de serre (GES) est calculé en kilogrammes de dioxyde de carbone équivalent (kg CO₂ éq.), basé sur les données sur le forçage radiatif infrarouge. La méthode IMPACT 2002+ évalue les effets potentiels des émissions sur une période de 500 ans. Les résultats obtenus pour la catégorie Changement climatique ne sont donc pas comparables à ceux obtenus par d'autres méthodes considérant un potentiel de réchauffement global sur 100 ans. Il est à noter que le CO₂ « biogénique est considéré comme n'ayant pas de contribution au changement climatique (Potentiel de réchauffement global, PRG=0), du fait qu'il est capté par les plantes, puis réémis à l'atmosphère. Le PRG du méthane de source biogénique (produit par la décomposition de la biomasse en absence d'oxygène) est établi à 7,6 kg CO₂ éq./kg CH₄ alors que le méthane de source fossile a été ajusté à 10,35 kg CO₂ éq./kg CH₄ fossile (soit 7,6 + 2,75) pour prendre en compte la transformation subséquente du CH₄ en CO₂.
- **Ressources** : cette catégorie prend en compte l'utilisation de ressources énergétiques non renouvelables et l'extraction de minéraux, quantifiés en mégajoules d'énergie (MJ).

Il faut noter que ces catégories ne couvrent pas tous les impacts environnementaux possibles. Plusieurs types d'impacts, dont le bruit, les odeurs, la qualité de l'air intérieur, le confort (lié aux ambiances thermiques et d'éclairage), le transport des locataires et l'aménagement.

Le logiciel SimaPro 8.04 a été utilisé pour faire le calcul des impacts potentiels associés aux émissions inventoriées. C'est lui qui procède à la classification des flux élémentaires entre les diverses catégories d'impacts et au calcul des résultats d'indicateurs de dommages.

Interprétation

Analyse d'inventaire et qualité des données

Les résultats d'inventaire en termes de quantités de matières (ressources naturelles et émissions dans l'environnement) et d'énergie associées à chacun des systèmes à l'étude ne sont pas présentés dans le corps de ce rapport. L'analyse exhaustive des entrants et sortants n'améliore généralement pas la compréhension des enjeux. Une analyse de contribution permet également d'identifier les flux d'inventaire qui contribuent aux résultats d'indicateurs de catégories de dommages.

La fiabilité des résultats et des conclusions de l'ACV dépend de la qualité des données d'inventaire qui sont utilisées. Il est donc important de s'assurer que ces données respectent certaines exigences spécifiées en accord avec l'objectif de l'étude. Hypothèses et des approximations employées. Les résultats de l'évaluation des impacts ont également été validés par une seconde méthode ÉICV

Analyse d'incertitude

L'incertitude inhérente au modèle ACV est de deux ordres :

- L'incertitude sur les données d'inventaire, qui n'est pas évaluée dans la présente étude ;
- L'incertitude sur les modèles de caractérisation, qui traduisent l'inventaire en indicateurs environnementaux.

Cette seconde forme d'incertitude ne pouvant être quantifiée à l'aide d'une analyse statistique, les lignes directrices proposées par les auteurs de la méthode IMPACT 2002+ ont été suivies (Humbert et al., 2009). Elles établissent des seuils de significativité pour différentes catégories d'impact, en deçà desquels il n'est pas possible de conclure quant à la meilleure performance environnementale d'une option sur une autre :

- 10 % en termes de changement climatique, d'énergie non renouvelable et d'utilisation des ressources minérales (ressources) ;
- 30 % en termes d'effets respiratoires dus aux substances inorganiques (santé humaine), d'acidification et d'eutrophisation (qualité des écosystèmes) ;
- Un à deux ordres de grandeur en termes d'effets En se basant sur les résultats obtenus pour les différentes options, les seuils de significativité suivants ont été employés au chapitre 3 pour interpréter les résultats obtenus pour les catégories de dommages :
- 10 % pour Changement climatique et Ressources;
- 30 % pour Santé humaine (car pour tous les systèmes étudiés, cette catégorie est principalement dominée par la catégorie d'impact « effets respiratoires dus aux substances inorganiques »);
- Un à deux ordres de grandeur (x10 à x100) pour Qualité des écosystèmes (car pour tous les systèmes étudiés, cette catégorie est dominée par l'« écotoxicité terrestre » et l'« utilisation des terres », catégories d'impacts mal caractérisées par les modèles actuels).

Ces lignes directrices dépendent toutefois de la corrélation entre les systèmes comparés; deux systèmes très similaires présentant des écarts inférieurs à ceux exposés ci-dessus peuvent donc être considérés comme significativement différents.

Analyse de sensibilité

À partir des principaux processus/paramètres contributeurs identifiés par l'analyse de qualité des données, des analyses de sensibilité ont été effectuées sur les paramètres suivants:

- Le choix de la méthode d'évaluation
- La durée de vie utile des bâtiments
- La donnée de production des panneaux de CLT
- Les pertes durant l'étape de construction
- Étant donné l'importance de l'étape d'utilisation dans le cycle de vie des deux bâtiments, plusieurs analyses de sensibilité sur la consommation d'énergie pour le chauffage ont été effectuées :
 - La différence de consommation énergétique par m² du Bloc B par rapport au Bloc A à cause de sa différence d'orientation et d'exposition au soleil.
 - Les pertes de chaleur à la centrale et dans le système de distribution (29.9% de pertes actuelles versus 8% de pertes dans un fonctionnement optimal).

Il est à noter qu'aucune analyse de sensibilité n'a été effectuée dans le but d'affiner les frontières des systèmes. En effet, tous les processus modélisés ont été pris en considération dans l'analyse.

ANNEXE B – CALCUL DES SCÉNARIOS

Tableau B.1 Facteurs de consommation énergétique des équipements Energy Star

<i>Équipement du scénario</i>	<i>KWh / année</i>	<i>Fréquence /année</i>	<i>KWh/utilisation</i>
Lave-vaisselle modèle Asko - D5436*	199	215	0,93
Laveuse modèle Blomberg - WM77120**	67	392	0,17
Sécheuse modèle Blomberg - DHP24412W***	149	283	0,53
Réfrigérateur Fisher & Paykel - RB36S****	150	365	0,41
Congélateur Avanti - CF24Q0W*****	137	365	0,38

* Sources : <https://www.energystar.gov/productfinder/product/certified-residential-dishwashers/details/2253853>

** Sources : <https://www.energystar.gov/productfinder/product/certified-clothes-washers/details/2236170>

*** Sources : <https://www.energystar.gov/productfinder/product/certified-clothes-dryers/details/2236213>

**** Sources : <https://www.energystar.gov/productfinder/product/certified-residential-refrigerators/details/2216268>

***** Sources : <https://www.energystar.gov/productfinder/product/certified-residential-freezers/details/2255167>

Tableau B.2 Consommation annuelle du bâtiment par m2

	<i>SC. Énergie Star**</i>	<i>Scénario Base*</i>
Total kWh/m2.an	22,8	33,81
Éclairage	3,81	3,81
Ventilation	4,81	4,81
Électroménagers	14,18	25,19

*Source: Annexe C du Rapport SHQ de François Saulnier

**Source : Fiche de simulation PHPP, feuille "Electricity"